

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

Département : Génie de l'environnement

Laboratoire des sciences et techniques de l'environnement



Thèse de Doctorat

Option : Génie de l'environnement

Présentée par :

BOUMECHHOUR Fatima

Magister en génie de l'environnement de l'ENP

Intitulé

Étude des lixiviats générés par les déchets urbains : Caractérisation de la charge polluante et application de traitements par procédés classiques et procédés d'oxydation avancée

Soutenue publiquement le 08 / 01 / 2015 devant le jury composé de :

Président :	KETTAB Ahmed	Professeur	ENP
Rapporteur :	KERBACHI Rabah	Professeur	ENP
Examineurs :	HACHEMI Messaoud	Professeur	U. de Boumerdes
	NACEUR Mohamed Wahib	Professeur	U. de Blida
	NAMANE Abdelkader	MCA	ENP
	YEDDOU Ahmed réda	MCA	U. de Boumerdes

ENP 2015

DÉDICACES

Ce travail est dédié à la mémoire de ma grand-mère et de mes grand parents, à mes chers parents dont le sacrifice à toujours était sans limite et à qui je souhaite longue vie, à ma belle Famille , à mes frères et sœurs : Fadila, Imane, Mohamed, sa femme Ghania et son fils Abdelali, Abdenour, sa femme Naima et son fils youcef, Yacine, à mon cher mari Djamel et mes enfants Zahra, Aldja et Mahmoud.

REMERCIEMENT

*Les travaux de recherche qui font l'objet de cette thèse ont été réalisés au laboratoire des sciences et techniques de l'environnement de l'école nationale polytechnique, sous la direction du Professeur **Rabah Kerbachi***

*Je tiens à remercier tout particulièrement mon directeur de thèse Monsieur **Rabah Kerbachi**, Professeur à l'école nationale polytechnique pour son encadrement toutes ces années, pour la confiance qu'il m'a témoigné en me proposant ce sujet de thèse .Il a su me conseiller et m'orienter pour que je mène à bien mes recherches en me laissant une grande part de liberté et de responsabilité.*

*Je tiens à remercier Monsieur **Ahmed Kettab** ,Professeur à l'école nationale polytechnique, d'avoir fait l'immense honneur de présider le jury de ma thèse.*

*Mes vifs remerciements vont aussi à Monsieur **Hachemi Messaoud**, professeur à l'université de Boumerdes, à Monsieur **Naceur Mohamed Wahib**, professeur à l'université de Blida, à Monsieur **Yeddou Ahmed réda**, Maitre de conférences à l'université de Boumerdes et à Monsieur **Namane Abdelkader**, Maitre de conférences à l'école nationale polytechnique qui ont cordialement accepté d'être rapporteurs de ce travail.*

*J'adresse mes profonds remerciements aux collègues du département Génie de l'environnement de l'université de Boumerdes, en particulier Mademoiselle **Ouazane Naima** et Mademoiselle **Asselah Amel**.*

Je n'oublie pas tous les responsables, ingénieurs et techniciens des différents laboratoires d'Alger.

Enfin, je rends hommage et j'exprime ma reconnaissance à tous ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

الملخص:

تركز الدراسة على توصيف ومعالجة العصارا الناتجة عن مركز دفن النفايات المنزلية بأولاد فايت الجزائر العاصمة. تحليل عدد كبير من العينات في نقاط مختلفة للموقع تبين أن تكوين العصارا يعتمد على عدة عوامل، بما في ذلك سن النفايات. عموما، تنقل العصارا تلوث عضوي عالي جدا وتلوث معدني ونيتروجيني كبيرين. وقد تم تطبيق تقنيات علاج مختلفة بالطرق التقليدية (التخثر الكيميائي، الحمأة المنشطة) والأكسدة المتقدمة (الأكسدة فنتون، فنتون الكهربائي، التخثر الكهربائي) كذلك تركيب العلاجات طبقت للعصارات القديمة، المستقرة جزئيا والعصارا الطازجة. أظهرت النتائج أن تطبيق التخثر الكهربائي على العصارا القديمة أكثر فعالية من التخثر الكيميائي في إزالة DCO (مردود مقرب 78% و 83.6% للتخثر الكيميائي و التخثر والكهربائي على التوالي). في علاج العصارا نحو الاستقرار، عملية فنتون الكهربائي أكثر كفاءة بكثير من الأكسدة فنتون. سجل مردود ازالة 90% من DCO، 93% من $P-PO_4$ و 55% NH_4-N بعد 40 دقيقة تفاعل ضد فقط 76% من DCO و 79% $P-PO_4$ و 50% $N-NH_4$ للعلاج فنتون. تحسين معالجة العصارا المستقرة بالتخثر الكيميائي تليها عملية فنتون أسفرت عن تحسن كبير في المردود مقارنة بالنتائج التي حصلنا عليها بتقنية واحدة. وتبين الدراسة أن تطبيق الأكسدة المتقدمة لعلاج العصارا القديمة تعطي نتائج واعدة لتطهير العصارا قبل صرفها في البيئة الطبيعية. كلمات مفتاح: العصارا، مركز دفن النفايات، المعالجة، التخثر الكيميائي، التخثر الكهربائي، عملية فنتون، فنتون الكهربائي، الحمأة المنشطة

Résumé :

L'étude porte sur la caractérisation et le traitement des lixiviats générés par les déchets ménagers du CET d'Ouled Fayet, Alger. L'analyse d'un grand nombre de prélèvements en différents points du site montre que la composition du lixiviat dépend de plusieurs facteurs, en particulier de l'âge des déchets enfouis. Globalement, les lixiviats véhiculent une charge organique très élevée ainsi qu'une importante pollution minérale et pollution azotée. Diverses techniques de traitements par procédés classiques (coagulation, boues activées) et procédés d'oxydation avancée (oxydation Fenton, électro-Fenton, électrocoagulation) ainsi que des combinaisons de traitements ont été appliqués à des lixiviats vieux, lixiviats partiellement stabilisés et lixiviats frais. Les résultats ont montré que l'électrocoagulation appliquée à un lixiviat âgé est plus efficace que la coagulation chimique dans l'élimination de la DCO (78% et 83,6% de rendement respectivement pour la coagulation et l'électrocoagulation). Dans le traitement de lixiviats en voie de stabilisation, le procédé par électro-Fenton est nettement plus performant que l'oxydation Fenton. On enregistre un rendement d'élimination de 90% de DCO, 93% de $P-PO_4$ et 55% de $N-NH_4$ au bout de 40 min de réaction contre seulement 76% de la DCO, 79% $P-PO_4$ et 50% de $N-NH_4$ pour le traitement Fenton. L'optimisation du traitement d'un lixiviat en voie de stabilisation par la coagulation suivie du procédé Fenton a donné une amélioration sensible du rendement obtenu par une seule technique. L'étude montre ainsi que pour les lixiviats récalcitrants qu'on rencontre très souvent dans les CET algériens, l'application des POA donnent des résultats prometteurs pour l'épuration des lixiviats avant rejet dans le milieu naturel.

Mots clés: Lixiviats, Centres d'enfouissement techniques, Traitement, coagulation chimique, électrocoagulation, procédé Fenton, électro-Fenton, boues activées.

Abstract:

The study focuses on the characterization and treatment of leachate generated from Ouled Fayet landfill, Algiers. The analysis of a large number of samples at different points of the site shows that the leachate composition depends on several factors, including the age of the landfill waste. Overall, leachate conveys a very high organic pollution and a major mineral and nitrogen pollution load. Various treatment techniques by conventional methods (coagulation, activated sludge) and advanced oxidation (Fenton oxidation, electro-Fenton, electro coagulation) and combination treatment processes have been applied to old leachate, partially stabilized leachate and fresh leachate. The results showed that the applied of electro coagulation to an old leachate is more effective than the chemical coagulation in COD removal (78 % and 83.6 % yield respectively for the coagulation and electro coagulation). In the treatment of partially stabilized leachate, the electro- Fenton process is much more efficient than the oxidation Fenton. A yield of 90% removal of COD, 93% of $P-PO_4$ and 55% NH_4-N after 40 min of reaction against only 76% of COD, 79% $P-PO_4$ and 50% $N-NH_4$ were recorded for Fenton treatment. Optimizing treatment of partially stabilized leachate by coagulation followed by the Fenton process yielded a significant improvement in performance obtained by a single technique. The study shows that for recalcitrant leachate that very often encountered in Algerian landfill applying POA promising results for the treatment of leachate before discharge into the natural environment. .
Keywords: Leachate, Landfill, treatment, chemical coagulation, electro coagulation, Fenton process, electro-Fenton, activated sludge.

LISTE DES FIGURES

Partie 1 : Etude bibliographique

		Page
Fig.2.1	Vue aérienne de la décharge d'Ouled Fayet.....	20
Fig.3.1	Mécanismes de la fermentation anaérobie.....	26
Fig.3.2	Évolution idéalisée, en fonction du temps, des effluents liquides et gazeux d'une décharge d'ordures ménagères.....	28
Fig. 3.3	Schéma conceptuel résumant le risque.....	33
Fig.3.4	Évolution de la composition du gaz de décharge.....	34
Fig.4.1	Schéma du principe d'une installation à boue activée.....	37
Fig. 4.2	La microflore et la microfaune de la boue activée.....	39
Fig.4.3	Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta.....	43
Fig. 4.4	Schéma du procédé d'électrocoagulation.....	55

Partie 2 : Matériel et méthodes

Fig. 2.1	Site de prélèvement P1, P2 et P3 au niveau du CET d'Ouled-Fayet	60
Fig.2.2	Point de prélèvement P1 (drain du biogaz, casier 1).....	61
Fig. 2.3	Point de prélèvement P2 (drain collecteur, casiers 1, 2, 3 et 4).....	61
Fig.2.4	Point de prélèvement P3 (Bassin de décantation, casier 5).....	61
Fig.2.5	Photo illustrant l'essai de coagulation sur jar-test.....	67
Fig.2.6	Installation de traitement biologique par boues activées.....	68
Fig.2.7	Dispositif expérimental du traitement du lixiviat par électrocoagulation.....	69
Fig.2.8	Dispositif expérimental pour l'électro-Fenton.....	70
Fig.2.9	Cellule d'électro-Fenton (Anode + Cathode en fer).....	70

Partie 3 : Résultats et interprétations

Fig.2.1	Influence du pH sur l'efficacité de traitement par coagulation	76
Fig.2.2	Influence de la teneur en coagulant sur le taux d'abattement de la DCO.....	77
Fig.2.3	Effet de la vitesse d'agitation sur l'efficacité du traitement par électrocoagulation.....	79
Fig.2.4	Effet de la distance inter-électrode sur l'efficacité de l'électrocoagulation.....	80
Fig.2.5	Influence de la densité de courant sur l'efficacité du procédé.....	81
Fig.2.6	Influence du pH sur l'abattement de la DCO.....	81
Fig.3.1	Traitement par Fenton chimique-Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	83
Fig.3.2	Optimisation de la dose de H_2O_2	84

Fig.3.3	Optimisation du pH de réaction	85
Fig.3.4	Traitement par électro-Fenton, Optimisation du pH de réaction.....	86
Fig.3.5	Optimisation de la densité du courant « j ».....	87
Fig.3.6	Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	89
Fig.3.7	Optimisation de la dose du catalyseur ferreux.....	89
Fig.3.8	Aspect du lixiviat avant et après traitement (Fenton chimique et Électro Fenton).....	90
Fig.3.9	État des électrodes avant et après traitement par électro-Fenton.....	90
Fig.4.1	Traitement par coagulation, effet du dosage de coagulant sur l'efficacité d'élimination de la DCO.....	92
Fig.4.2	Effet du pH initial sur l'efficacité d'élimination de la DCO.....	93
Fig.4.3	Effet du dosage de H_2O_2 sur l'efficacité d'élimination de la DCO.....	94
Fig.4.4	Effet du rapport molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$ sur l'efficacité d'élimination de la DCO.....	94
Fig.4.5	Effet du pH initial sur l'efficacité d'élimination de la DCO.....	95
Fig.4.6	Efficacité d'abattement de la DCO pour les différents procédés de traitement.....	96
Fig.4.7	L'efficacité d'atténuation de la couleur pour les différents procédés.....	97
Fig.5.1	Cinétique de biodégradation et effets des différentes quantités de boue.....	98
Fig.5.2	Effets du recyclage des boues sur l'efficacité de traitement.....	99
Fig.5.3	Optimisation du rapport Molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	100
Fig.5.4	Optimisation des doses de H_2O_2 et Fe^{+2}	101
Fig.5.5	Optimisation du pH	101
Fig.5.6	Effet du temps sur la réaction Fenton.....	102

LISTE DES TABLEAUX

Partie 1 : Etude bibliographique

		Page
Tableau1.1	Classification des déchets.....	7
Tableau1.2	Composition des déchets ménagers en % pour les deux villes d'Alger et Paris.....	9
Tableau 1.3	Exemples de production de déchets par pays et par habitant.....	10
Tableau 1.4	Evolution du volume de déchets et des moyens affectés à la gestion des déchets à Alger	11
Tableau 1.5	Quelques exemples de densités des déchets ménagers.....	12
Tableau 1.6	Avantages et inconvénients des différents types de traitements....	16
Tableau 2.1	Classement des déchets autorisés et interdits du CET de Ouled Fayet	21
Tableau 2.2	Composition par catégorie des déchets entrants au CET d'Ouled Fayet	22
Tableau 2.3	Composition globale des déchets enfouis.....	22
Tableau 2.4	Exploitation des casiers d'enfouissement du CET de Ouled Fayet.	23
Tableau 2.5	Nuisance et impact du CET d'Ouled Fayet.....	24
Tableau 3.1	Composition des lixiviats.....	29
Tableau 3.2	Métaux lourds dans la composition des lixiviats de décharge.....	30
Tableau 3.3	Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge.....	30
Tableau 4.1	Classification des procédés d'oxydation avancée.....	47
Tableau 4.2	Valeurs limites des lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel.	56
Tableau 4.3	Efficacité de certains traitements uniques et combinés.....	57
Tableau 4.4	Classification des lixiviats	57
Tableau 4.5	Avantages et inconvénients des différents procédés	58

Partie 2 : Matériel et méthodes

Tableau 2.1	Caractéristiques des points de prélèvement, périodes d'échantillonnage des lixiviats et procédés de traitement utilisés...	62
Tableau 2.2	Méthodes d'analyses des paramètres de pollution.....	63

Partie 3 : Résultats et interprétations

Tableau 1.1	Teneurs des différents paramètres de pollution des lixiviats au point P1.....	72
Tableau 1.2	Teneurs des différents paramètres de pollution des lixiviats au point P2.....	74
Tableau 1.3	Teneurs des différents paramètres de pollution des lixiviats au point.....	75
Tableau 2.1	Résultats de traitement par coagulation-floculation.....	78
Tableau 2.2	Résultats de traitement par électrocoagulation.....	82
Tableau 3.1	Caractérisation après traitement par oxydation Fenton-chimique....	85
Tableau 3.2	Caractérisation après traitement par électro-Fenton.....	90
Tableau 4.1	Caractérisation des lixiviats traités par coagulation, Fenton oxydation et leurs combinaisons.....	96
Tableau 5.1	Caractérisation des lixiviats jeunes avant et après les différents Traitements.....	102
Tableau 5.2	Performances des différents traitements	104

NOMENCLATURE

PED	Les pays en développement
DSU	Déchets Solides Urbains
P.C.S.	Pouvoir calorifique supérieur
P.C.I	Pouvoir calorifique inférieur
H %	Taux d'humidité
C/N	Rapport carbone/azote
PIB	Produit Intérieur Brut
C.E.T.	Centre d'enfouissement technique
D	Diamètre
PEHD	Polyéthylène haute densité
CNC	Combustibles non classés
INC	Incombustibles non classés
PCB	Polychlorobiphényles
PVC	Polychlorure de vinyle
P redox	Potentiel d'oxydoréduction.
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DBO5	Demande Biochimique en Oxygène
J	Jeune,
AM	Age moyen;
V	Vieux,
UFC	Unité formant colonie
COV	Carbone Organique Volatil
EH	Equivalent Habitant
MES	Matière en suspension
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
AGV	Acides Gras Volatils
P1	Point de prélèvement se situant à la sortie de la buse de biogaz du casier 1
P2	Point de prélèvement se situant à la sortie drain collecteur des lixiviats des casiers 1, 2, 3 et 4)
P3	Point de prélèvement se situant à l'entrée du bassin de décantation recevant les lixiviats du casier 5.
ENP	Ecole Nationale Polytechnique
UMBB	Université M'Hamed Bougara Boumerdes
AFNOR	Association Française de Normalisation
ISO	International Organization for standardization
pH	Potentiel Hydrogène
P. redox	Potentiel d'oxydoréduction
COT	Carbone Organique Totale
O-phosphates	Ortho phosphates

NTK	Azote Total Kjeldahl
MES	Matières en suspension
MVS	Matière volatile en suspension
STEP	Station de traitement et d'épuration des eaux usées
r	Rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$
KWh	Kilowatt heure

Table des matières

Introduction générale.....	1
Partie 1 : Etude bibliographique	
1. Déchets et leur gestion.....	4
1.1. Définition d'un déchet.....	4
1.2. Contexte juridique en Algérie.....	4
1.3. Nature des déchets.....	5
1.4. Classification des déchets	6
1.5. Les déchets ménagers	6
1.5.1. Définitions.....	6
1.5.2. Déchets assimilables aux déchets ménagers.....	8
1.5.3. Production et évolution des déchets ménagers.....	8
1.6. Les acteurs de la gestion de déchets en Algérie	11
1.7. Caractères physico-chimiques des déchets ménagers.....	11
1.7.1. Densité (ou masse volumique)	11
1.7.2. Humidité.....	12
1.7.3. Pouvoir calorifique.....	12
1.7.4. Rapport carbone/azote (C/N).....	12
1.8. Intérêt des déchets ménagers	13
1.9. Différents modes d'élimination et de traitement des déchets solides et urbains.....	13
1.9.1. La mise en décharge.....	13
1.9.2. Le compostage.....	15
1.9.3. L'incinération.....	15
1.10. Récupération-Recyclage-Valorisation.....	15
1.10.1. Récupération.....	15
1.10.2. Recyclage-Valorisation.....	16
1.11. Différent types de pollutions engendrées par la décharge.....	17
1.11.1.-La pollution chimique	17
1.11.2. La pollution bactériologique	17
1.11.3. La pollution atmosphérique.....	17
1.12. Données nationales.....	17
2. CET d'Ouled Fayet.....	19
2.1. Présentation du CET d'Ouled Fayet.....	19
2.2. Nuisances du CET d'Ouled Fayet sur l'environnement.....	23
2.3. Réaménagement en fin d'exploitation.....	23
3. Le lixiviat de décharge.....	25
3.1. Connaissance des lixiviats.....	25
3.2. Déchets, lixiviat et environnement.....	31
4. Principaux procédés de traitement des lixiviats de décharge.....	35
4.1. Les procédés de traitements biologiques.....	35
4.2. Les procédés de traitements physico-chimiques.....	42
4.3. Rejets en station d'épuration urbaine	55
4.4. Combinaisons de traitements.....	56
4.5. Choix de la filière de traitement.....	56

Partie 2 : Matériel et méthodes

2.1. Site et points de prélèvement.....	60
2.2. Mode de prélèvement et méthodes de caractérisation des lixiviats.....	62
2.3. Dispositifs expérimentaux utilisés pour le traitement des lixiviats	66
2.3. 1. Coagulation /Floculation.....	66
2.3.2. Traitement par Fenton oxydation	67
2.3. 3.Traitement biologique par boue activée.....	67
2.3. 4 Traitement par électrocoagulation	68
2.3. 5. Traitement par électro-Fenton.....	69

Partie 3 : Résultats et interprétations

Chapitre I : Pollution véhiculée par les lixiviat

I.1.Résultats des analyses physico-chimique des lixiviats d'Ouled Fayet	71
---	----

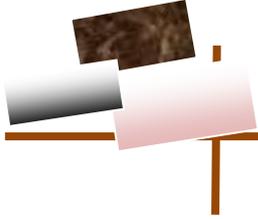
Chapitre II : Traitement des lixiviat du casier 1 par coagulation et électrocoagulation

II.1. Traitement par coagulation.....	76
II.1.1. Optimisation du pH.....	76
II.1.2. Optimisation de la dose de coagulant.....	78
II.1.3.Caractéristiques des lixiviats après traitement.....	78
II.2.Traitement par électrocoagulation.....	78
II.2.1. Effet de la vitesse d'agitation.....	79
II.2.2. Effet de la distance inter-électrode.....	79
II.2.3.Effet de l'intensité du courant.....	80
II.2.4. Effet de pH.....	81
II.2.5. Caractéristiques des Lixiviats avant et après traitement par électrocoagulation.....	81

Chapitre III : Traitement des lixiviats par Fenton et électro-Fenton

III.1. Traitement par Fenton-chimique.....	83
III.1.1. Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	83
III.1.2. Optimisation de la dose de H_2O_2	84
III.1.3. Optimisation du pH	84
III.1.4. Caractéristiques du Lixiviat Après Traitement.....	85
III.2. Traitement par électro-Fenton.....	85
III.2. 1.Optimisation du pH :	86
III.2. 2.Optimisation de l'intensité du courant (i)	87
III.2. 3. Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	88
III.2. 4. Optimisation de la dose de Fe^{2+}	89
III.2.5. Caractéristiques du Lixiviat Après Traitement.....	90
IV.1. Traitement par coagulation.....	92
IV.1 1. Effet de la dose de coagulant sur la coagulation.....	92
IV.1.2.Effet du pH initial sur la coagulation.....	93
IV.2. L'oxydation Fenton.....	93
IV.2 1.Effet de la dose de H_2O_2	93
IV.2. 2.Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	94
IV.2. 3.Effet du pH initial.....	94
IV.3. Combinaison de traitement.....	95
IV.3.1. Le traitement combiné coagulation / floculation suivie par le procédé de Fenton.....	95

IV.3. 2.Le traitement combiné procédé Fenton suivie par coagulation / floculation.....	95
IV.4. Caractéristiques des lixiviats après traitement	96
Chapitre V : Traitement des lixiviat par la combinaison boues activée et Fenton	
V.1. Traitement par les boues activées	98
V.1.1 . Cinétique de biodégradation et effet des quantités des boues activées sur le traitement du lixiviat	98
V.1.2. Eude à l'échelle laboratoire du recyclage de la boue	99
V.2. Traitement des lixiviats par combinaison de boue activée et l'oxydation Fenton	99
V.2. 1. Optimisation du rapport Molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$	100
V.2. 2. Optimisation des doses de H_2O_2 et Fe^{+2}	100
V.2. 3.Optimisation du pH	101
V.2. 4.Optimisation du temps	101
V.2.5. Traitement des lixiviats jeunes par boues activée suivi de l'oxydation Fenton.....	102
V.3. Caractéristiques des lixiviats traités	102
Conclusion générale	105
Références bibliographiques	107
Annexes	119



INTRODUCTION GENERALE

En Algérie, comme dans d'autres pays émergents, l'effet conjugué du développement socio-économique, de la forte et rapide urbanisation et des changements de mode de consommation, est à l'origine d'une production de plus en plus importante de déchets ménagers et assimilés. En 2012, le pays a produit plus de 13 Million de tonnes de déchets ménagers (environ 0,9 Kg/hab. Jour) et on estime que ce chiffre atteindra plus de 25 Million de tonnes en 2030 (AND, 2013). Ce flux de production de déchets exerce des pressions de plus en plus élevées sur l'environnement et le cadre de vie des citoyens. Pendant longtemps ces déchets ont été enfouis en décharges non contrôlées ou disséminés un peu partout dans des dépôts sauvages engendrant par là de graves problèmes de pollution des eaux, des sols et de l'atmosphère. Ce n'est qu'au début des années 2000 que la gestion rationnelle et écologiquement acceptable des déchets est devenue un sujet de préoccupation majeur des pouvoirs publics. Avec la promulgation de la première loi sur la gestion des déchets en 2001 (J.O.R.A, 2001). Les autorités algériennes ont décidé de s'inscrire dans une logique de gestion durable des déchets avec comme objectifs la réduction des quantités de déchets produites et l'atténuation de l'impact de leur élimination sur l'environnement.

Un programme de promotion d'une gestion intégrée et durable des déchets solides urbains a été initié le PROGDEM-programme de gestion des déchets ménagers (M.ATE., 2003) et des fonds conséquents ont été débloqués. Ce programme lancé en 2002-2003 prévoyait l'aménagement de centres d'enfouissement technique (CET) qui permettent une élimination des déchets ménagers dans des conditions environnementales acceptables. A ce jour, il y a eu la réalisation d'une centaine de CET, dont 65 sont opérationnels (AND, 2013). Cependant et pour des raisons diverses, certains CET ne procèdent pas à un traitement adéquat, lorsque celui-ci existe, des lixiviats générés au cours de l'exploitation de ces centres. Les lixiviats non traités constituent non seulement une source potentielle de pollution des eaux de la nappe phréatique et du milieu naturel dans lequel ils s'écoulent, mais aussi un mauvais exemple de la prise en charge correcte des déchets ménagers. De tels exemples négatifs contribuent à exacerber la répulsion des citoyens lorsque leur commune est retenue pour accueillir un CET. Il en résulte que souvent les autorités se concentrent sur l'urgence, la collecte et l'enfouissement, au détriment du traitement, avec in fine des coûts élevés pour des résultats mitigés et une gestion peu durable.

Les lixiviats, appelés "jus de décharges" résultent de la percolation, au travers du massif de déchets, de l'eau contenue dans les déchets et de celle apportée par les précipitations. Ces eaux favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent alors des lixiviats qui se chargent de substances organiques et/ou minérales provenant des déchets ou des sous-produits de dégradation des déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats

sont très complexes. Ils sont de natures biologique et physicochimique. Les processus biologiques aérobies et anaérobies jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats (Billard, 2001).

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, on distingue trois types de lixiviats (Commission européenne, 2006, Millot, 1986 ; Ramade, 1998) : les lixiviats jeunes, les lixiviats intermédiaires et les lixiviats âgés ou stabilisés. Les lixiviats jeunes se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable ($DBO_5 / DCO > 0,3$) constituée principalement d'acides gras volatils. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g/l) du fait de leur pH relativement bas ($< 6,5$). Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'un casier du CET. Les lixiviats âgés ou stabilisés sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement des substances humiques de hauts poids moléculaires. Sont également présents des composés de faibles poids moléculaires tout aussi réfractaires à la biodégradation ($DBO_5 / DCO < 0,1$). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation des déchets enfouis.

D'après la littérature, il existe différentes techniques de traitement des lixiviats, pour la plus part issues de l'épuration des eaux résiduaires ou des eaux potables (dégradation biologique, oxydation chimique, coagulation/floculation, adsorption sur charbon actif, procédés membranaires (Trebouet et al 2001; Marttinen et al, 2002 ; Wang et al, 2002). Et pour arriver à un résultat optimal, il faut souvent mettre en place une chaîne de traitement, associant les procédés les mieux adaptés à la nature exacte du lixiviat. Ainsi, la coagulation/floculation a été proposée principalement comme un procédé de prétraitement pour les lixiviats frais ou comme une technique de post-traitement pour les lixiviats partiellement stabilisés (Tatsi et al. 2003). La composition spécifique des lixiviats détermine leur technique de traitement et souvent, on a recourt à une combinaison de techniques appropriées.

Dans ce contexte, un nombre important de recherches ont porté sur des traitements basés sur de nouveaux procédés: les procédés d'oxydation avancée (POA). Ces techniques qui ont montré leur potentiel dans le traitement de polluants organiques toxiques et biologiquement récalcitrants, reposent sur la formation in situ des radicaux hydroxyles $\cdot OH$ qui possèdent un pouvoir oxydant supérieur à celui des oxydants traditionnels tels que H_2O_2 , Cl_2 , ClO_2 ou O_3 (Boudesocque, 2007).

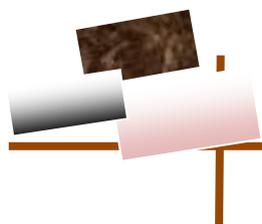
Les POA incluent des procédés d'oxydation chimique en phase homogène (procédé Fenton: Fe^{2+}/H_2O_2 , O_3/OH^- , O_3/H_2O_2 , etc.), des procédés photochimiques (UV seul, H_2O_2/UV , Fe^{3+}/UV , photo-Fenton, TiO_2/UV , etc.) et des procédés électrochimiques directs (oxydation

anodique) et indirects (électro-Fenton, plasma non thermiques, etc.) (Edelahi ,2004).

Le procédé Fenton a été souvent étudié au cours des dernières années (Gulsen et Turan 2004; Lopez et al 2004; Pala et Erden 2004; Vilar, 2013). La catalyse du peroxyde d'hydrogène par le sulfate ferreux, qui est le réactif de Fenton, est l'un des procédés les plus courants d'oxydation avancée. Le procédé électro-Fenton est basé sur la production in situ du réactif de Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}). Le H_2O_2 et Fe^{2+} réagissent ensemble au sein de la solution pour générer les radicaux hydroxyles suivant la réaction de Fenton. Il s'agit donc de la réaction de Fenton assistée par électrochimie.

L'objectif de notre travail est de déterminer, à l'exemple du CET d'Ouled Fayet à Alger, la composition des lixiviats de différents âges générés et de montrer l'intérêt des procédés d'oxydation avancée sur le traitement des lixiviats fortement récalcitrant.

Afin d'identifier le traitement ou la combinaison de traitements qui répond au mieux à la complexité et à la variabilité des lixiviats, nous avons étudié les techniques suivantes: La coagulation-floculation, le procédé Fenton, l'électrocoagulation, l'électro-Fenton ainsi que les traitements combinés coagulation-floculation avec oxydation Fenton et boues activées avec oxydation Fenton.



PARTIE 1

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1. DÉCHETS ET LEUR GESTION

1.1. 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 donnée par la Loi N°01-19 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, qui définit un déchet comme étant « *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* » (J.O.R.A.D.P., 2001).

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 (Damien, 2002).

1.2. Contexte juridique en Algérie

Conformément aux dispositions de la loi N°90 – 08 et à la loi 01– 19 (J.O.R.A.D.P., 1990; J.O.R.A.D.P., 2001), la gestion des déchets ménagers et assimilés est à la charge de l'assemblée populaire communale qui organise sur son territoire, un service public en vue de satisfaire les besoins de ses citoyens en matière de collecte, de tri, de transport, de valorisation ou d'élimination de ces déchets.

L'Assemblée Populaire Communale peut concéder la gestion des déchets ménagers et assimilés à des tiers, mais elle reste toujours responsable de son exécution. Aussi les Assemblées Communales de deux ou plusieurs communes peuvent s'associer pour la gestion des déchets (principe de l'intercommunalité).

D'autres textes réglementaires viennent renforcer la volonté des pouvoirs publics de protéger l'environnement. Nous citerons entre autre:

- **Loi N°90-08** du 18/03/1990 portant code communal
- **Loi N°03-10** du 19/07/2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.
- **Décret exécutif n° 02-175** du 20/05/2002 portant création de l'Agence Nationale des Déchets.
- **Décret exécutif n° 02-372** du 11/11/2002 relatif aux déchets d'emballages.
- **Décret exécutif n° 04-199** du 19/07/2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement et de valorisation des déchets d'emballages « ECO-JEM ».
- **Décret exécutif n° 04-410** du 14/12/2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de

ces déchets au niveau de ces installations.

- **Décret exécutif** 07-205 du 30/06/2007 fixant les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision du schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés.
- **Arrêté interministériel** du 06/04/2004 fixant les caractéristiques techniques des sacs plastiques destinés à contenir directement des produits alimentaires (MATET, 2008).
- Bien que l'Algérie dispose d'une réglementation riche et cohérente, la situation sur le terrain n'est pas satisfaisante.

1.3. 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 (Gautier, 2008).

- ***Les déchets ménagers et assimilés***

Les déchets ménagers et assimilés, appelés déchets non dangereux, comprennent notamment les ordures ménagères, 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 (Jupsin et al., 2002). 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 (Gautier, 2008).

- ***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 (Gautier, 2008).

- **Les déchets ultimes**

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

1.4. Classification des déchets

Le but d'une classification peut être (Yves Mayster, 1994) :

- ✚ **D'ordre technique** : afin de maîtriser les problèmes de transport, de stockage intermédiaire, de traitement et d'élimination finale ;
- ✚ **D'ordre financier** : pour appliquer le principe du pollueur-payeur, tri entre les communes et entreprises qui ont assuré le financement ;
- ✚ **D'ordre légal** : pour cerner la responsabilité causale relative à des questions de sécurité des populations ou de protection de l'environnement.

Le tableau 1.1 illustre les diverses possibilités de classification des déchets avec des exemples caractéristiques.

1.5. Les déchets ménagers

1.5.1. Définitions :

La grande majorité des services chargés de la gestion des déchets des différents pays définissent les ordures ménagères comme un ensemble de résidus hétérogènes dans lesquelles on trouve:

- Les détritiques de toute nature générés par les ménages (déchets de nourriture, de préparation de repas, balayures, textile, journaux etc.).
- Les déchets de bureaux, commerces, industries et administrations, déchets des cours et jardins dans la mesure où ces déchets peuvent prendre place dans une limite à fixer, dans les récipients individuels ou collectifs aux fins d'enlèvement par les services municipaux;
- Les crottins, fumier, feuilles mortes, bois résidu du nettoyage et du balayage de la voirie, jardins, cimetières, parcs, etc., rassemblés aux fins d'évacuation.
- Les détritiques de foires, Souks et marchés, etc. ...
- Les résidus des collectivités (cantines, écoles, casernes, hospices, prisons ... etc.), ainsi que les résidus des hôpitaux ayant un caractère ménager que l'on rassemble dans des récipients appropriés.
- Tout objet abandonné sur la voie publique, ainsi que les cadavres des petits animaux.

Tableau 1.1 : Classification des déchets.

<p>Classification selon l'état physique</p>	<p>-Déchets solides : ordures ménagères, déchets des métaux, déchets inertes de caoutchouc et plastique, paille,.....</p> <p>-Boue : boues de stations de traitement des eaux résiduaires, boues d'origine diverse (de traitement de surface, d'hydrocarbures, de peinture,.....)</p> <p>-Déchets liquides ou pâteux : goudrons, huiles usagées, solutions résiduaires, divers,...</p> <p>-Déchets gazeux : biogaz</p>
<p>Classification selon la nature chimique</p>	<p>-Déchets acides : solutions résiduaires, acides divers (HCl, H₂SO₄, HNO₃,...), acides organiques, acides à l'état de gaz.</p> <p>-Déchets basiques : soude et potasse résiduaires, liqueurs ammoniacales, chaux résiduaires</p> <p>-Sels résiduaires : sulfate de calcium, carbonate de calcium, sulfate ferreux</p> <p>-Métaux : ferraille, carcasses de véhicules, déchets de métaux précieux, câbles,...</p> <p>-Déchets organiques : solvants usés, huiles usagères, boues d'hydrocarbures, liqueurs résiduaires, phénols,.....</p> <p>-Déchets polymériques : déchets de caoutchouc et de plastique.</p> <p>-Déchets minéraux : déchets siliceux, déchets de silicates ou silico Aluminates, déchets de calcaires.</p>
<p>Classification par source de production</p>	<p>-Activités ménagères : ordures ménagères, déchets encombrants.</p> <p>-Déchets industriels spécifiques : laitiers, scories. Distribution et activité de service : déchets commerciaux (emballages).</p> <p>-Déchets assimilables aux ordures ménagères : emballage, chiffon, balayures</p> <p>-Déchets provenant de la distribution et des activités de service : déchets de commerce alimentaire, déchets des hôpitaux.</p> <p>-Déchets provenant du secteur primaire : déchets agricoles, déchets d'élevage, déchets des végétaux, déchets des industries extractives, déchets des mines (stérile de charbon), déchets de carrières (calcaire, l'ardoise, marbre, argiles,....).</p> <p>-Déchets provenant du traitement des effluents liquides et gazeux : boue de traitement des effluents liquides, poussière et cendres volantes de traitement de l'air.</p>

Cette énumération exclue formellement :

- Les déblais, gravats, décombres et débris des chantiers de travaux publics et constructions.
- Les déchets industriels et commerciaux.
- Les déchets anatomiques et infectieux des hôpitaux et abattoirs ainsi que les pansements,

les médicaments, seringues et autres objets pouvant véhiculer des pollutions bactériologiques ou médicamenteuses.

- Tous les objets qui, en raison de leur encombrement, poids ou nature, ne pourraient être chargés dans les véhicules de collectes.

Remarque : Cette définition des déchets ménagers insiste sur le fait que les résidus doivent être rassemblés, que leur encombrement ne doit pas excéder une certaine limite, et qu'ils doivent être stockables dans des récipients appropriés au système de collecte en vigueur.

1.5.2. Déchets assimilables aux déchets ménagers :

En raison de la nature et de l'encombrement d'un certain nombre de déchets, ceux-ci peuvent être assimilés à des déchets ménagers et traités comme tel.

A ce titre, nous citerons :

-Certains déchets industriels non toxiques, à condition qu'ils puissent être stockés dans des récipients appropriés à la collecte des ordures ménagères (cas des industries à caractère artisanale, petite industrie du bois, panneaux, papier carton, artisanat textile, petite industrie agroalimentaire, etc.).

-Les déchets des marchés à caractère essentiellement alimentaire (fruits et légumes, boucheries, poissonneries) sans pour autant exclure d'autre résidus tel que : les emballages.

1.5.3. Production et évolution des déchets ménagers :

1.5.3.1. Quantités générées et leur variabilité :

Les quantités des déchets ménagers générées dans une ville dépendent essentiellement de :

- L'habitat (milieu rural ou urbain avec un taux généralement plus faible en milieu rural)
- Le niveau de vie, les habitudes de la population (la production tend à s'accroître avec le niveau de vie ; ex. Zones résidentielles par rapport aux autres zones.).
- Les conditions climatiques, ainsi que les variations annuelles et saisonnières.
- Les mouvements plus ou moins importants de la population au cours de l'année : foires, pèlerinage, vacances annuelle, etc.
- Des modes de conditionnement des denrées et des marchandises.

1.5.3.2. Composition des déchets ménagers

La connaissance de la composition des ordures ménagères a une importance sans cesse croissante, notamment avec le développement des différents procédés de valorisation, en particulier pour ceux dont la valorisation se fait sous forme thermique.

En effet, de cette connaissance dépendra souvent le choix du procédé mais également la

technologie et le dimensionnement des principaux appareils.

De même que pour les quantités produites, de nombreux facteurs influent sur la composition et les caractéristiques des ordures ménagères (Dorfmann, 1985):

- Le caractère de l'agglomération : zone urbaine ou zone industrielle, pays minier, etc. ;
- Le climat et la saison : on collecte davantage de déchets de fruits et légumes frais en été, et d'avantage de cendres en hivers ;

Le type d'habitat et le niveau de vie de la population : l'utilisation de produits alimentaires conditionnés entraîne d'une part un accroissement des emballages de toute nature : boîtes de conserve, verres, plastiques, papiers-cartons, mais d'autre part une diminution sensible en valeur relative des déchets alimentaires, légumes viandes et graisses, et des cendres, les jardins annexes de maisons individuelles absorbent certains déchets.

Il y a lieu toutefois d'observer, notamment en zone urbaine, une certaine standardisation dans les produits de consommation. Cette standardisation tend à réduire :

- l'influence de la saison ;
- les variations géographiques.

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 (Hueber, 2001). Afin d'illustrer ces propos, nous présentons en tableau 1.2 la composition des déchets ménagers des deux grandes villes Alger et Paris (Hueber, 2001).

Tableau 1.2 : Composition des déchets ménagers en (%) pour les deux villes d'Alger et Paris

	Alger	Paris
Matières fermentescibles	54.5	28.8
Matières plastiques	16.5	11.1
Verre	1.7	13.1
Papiers et cartons	13.4	25.3
Métaux	1.7	4.1
Textiles	11.5	5.7
Autres	0.7	11.9

A la lumière de ces données, on constate qu'à Alger le pourcentage en matières fermentescibles est nettement supérieur à celui de Paris. Cela vient peut être du fait qu'en Algérie, on consomme plus de produits frais (légumes, fruits, ...) qu'en France où les conserves et surgelés prédominent. On constate aussi que les matières plastiques sont plus abondant à Alger et ceci en raison de leur utilisation abusive. Cet exemple montre bien que dans les pays développés où on a pris conscience de la dangerosité de certains déchets, leur utilisation a fortement diminué

1.5.3.3. Mesure de la production des déchets ménagers :

Les quantités de déchets ménagers produites peuvent s'exprimer en poids ou en volume. Cependant, en raison de la compressibilité des déchets ménagers, seul le poids constitue une donnée fiable et mesurable sur un pont-basculé.

On mesure alors les quantités de déchets ménagers en kg/habitant/jour ou par année. Par contre pour définir la taille des récipients, l'estimation des volumes est nécessaire. Toute fois, dans les pays en voie de développement, il est utile de faire la distinction entre les quantités de déchets ménagers générées et les quantités d'ordures collectées, ces dernières étant souvent inférieures aux premières.

Nous présentons en tableaux 1.3 et 1.4 les quantités de déchets produits dans certaines villes. Les différences de production spécifique journalière entre les villes et les régions des pays du monde, et même à l'intérieur des pays sont dues aux modes de vie des populations locales, aux niveaux de vie mais aussi, en partie, aux procédures d'évaluation des tonnages qui peuvent varier d'un centre de recherche à un autre.

Tableau 1.3 : Quelques exemples de production de déchets par pays et par habitant (Aina, 2006).

Ville	Pays	Références	Production de Déchets (Kg/hab./j)
Alger	Algérie	AND, 2011	1,2
Ouagadougou	Burkina Faso	Tezanou et al, 2001	0,62
Bobo Dioulasso	Burkina Fasso	Dessau Soprin inc., 1999	0,55
Uberlândia	Brésil	Ferh et al. 2000	0,55
Youndé	Cameroun	Ngnikam, 2000	0,85
Bafoussam	Cameroun	Ngnikam, 2000	0,37
Hong- Kong	Chine	Chung et Pool, 1998	0,7
Guangzhou	Chine	Chung et Pool, 1998	0,4
Moyenne nationale en Inde	Inde	Bernache Perez, 2001	0,41
Kuala Lumpur	Malaisie	Kathirvale et al., 2003	1,7
Moyenne nationale en Malaisie	Malaisie	Kathirvale et al., 2003	0,5-0,8
Rabat	Maroc	Guibbert, 1998	0,60
Grand Casablanca	Maroc	ONEM 2001	0,89
Moyenne nationale au Maroc	Maroc	ONEM 2001	0,75
Nouakchott	Mauritanie	Alouémine, 2006	0,21
Mexicali	Mexique	Ojeda-Bernitz et al. 2003	0,59
Guadalajara	Mexique	Bernache G., 2003	0,51
(Urbain)	Philippines	UNEP, 2001	0,50
(Rural)	Philippines	UNEP, 2001	0,30
Moyenne nationale au vietnam	Vietnam	UNEP, 2001	0,61

Tableau 1.4 : Evolution de la quantité de déchets et des moyens affectés à la gestion des déchets à Alger (Algérie) (Mezouari, 2002).

Année	Taille des villes	Production (Kg/hab./j)	Moyens affectés (personnels)	Moyens affectés (matériel)
1980	Villes moyennes	0,5	1 agent pour 500 habitants	-
	Grandes villes	-		
2000	Villes moyennes	1,0	1 agent pour 1500 habitants	1 véhicule pour 7500 habitants
	Grandes villes	1,2		

1.6. Les acteurs de la gestion de déchets en Algérie.

Dans toutes les villes en Algérie, au moins un opérateur public participe à la fourniture du service ordures ménagères. Il s'agit le plus souvent du service technique municipal.

On trouve parfois également des opérateurs privés formels et informels, qui interviennent pratiquement à toutes les étapes de la gestion selon leur capacité technique et leur niveau d'équipement. Pour des raisons diverses, le service rendu par ces opérateurs privés n'est pas satisfaisant.

Pour améliorer la gestion des déchets et éradiquer les décharges sauvages, le gouvernement a élaboré et mis en œuvre en 2002 le Programme National pour la Gestion intégrée des Déchets Ménagers (PROGDEM) (MATE, 2011). Ce programme est engagé par le gouvernement dans le cadre du plan triennal de soutien de relance économique à travers les 48 wilayas du pays (MATE, 2003). Certaines activités liées aux déchets telles que le développement et la promotion de la réduction à la source, de la collecte sélective et du recyclage sont menées à un niveau national par l'Agence Nationale des Déchets (AND). L'AND a été créé par décret exécutif N°02 – 175 du 20 mai 2002.

Dans les grandes villes, on retrouve des entreprises EPIC de grande envergure, comme NETCOM à Alger, qui font la collecte et le transport des déchets. D'autres EPIC gèrent les CET.

1.7. Caractères physico-chimiques des déchets ménagers (MATET, 2008)

1.7.1 Densité

La densité met en évidence la relation qui existe entre la masse des déchets ménagers et le volume qu'ils occupent, leur densité varie au cours des différentes manipulations auxquelles elles sont soumises. La densité des ordures ménagères en poubelles sans tassement est comprise entre 0.1 et 0.30 (Dorfmann, 1985). Dans le tableau 1.5 figure quelques exemples de densités des déchets ménagers.

Tableau 1.5 : Densité moyenne des déchets solides urbains dans les villes africaines Comparée à celles d'Asie, d'Amérique, et d'Europe. (Ben Ammar, 2006).

Pays		Densité (T/M ³)	
Afrique Du Nord			
Algérie	0,3-0,5	Mauritanie	0,41
Libye	0,2	Tunisie	0,2-0,5
Maroc	0,4-0,6	Tanzanie	0,39
Asie Du Sud-est			
Indonésie	0,25-0,3	Thaïlande	0,25
Asie Du Nord-est			
Taiwan	0,3		
Amérique Centrale			
Mexique	0,3	République Dominicaine	0,3
Amérique Du Sud			
Brésil	0,17		
Europe Du Sud			
Turquie	0,33		

1.7.2. L'humidité (H %) :

Les déchets ménagers renferment une quantité d'eau, qui est celle contenue dans leur composants, la teneur globale en eau est essentiellement fonction des proportions respectives des composants, ainsi que des saisons, l'altitude et de l'origine géographique et sociale des populations qui en sont la source. Elle peut varier de 25 et 60 % (Dorfmann, 1985).

1.7.3. Le pouvoir calorifique :

Le pouvoir calorifique des ordures ménagères considérées comme combustibles, s'exprime soit par leur pouvoir calorifique supérieur (P.C.S.) qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les ordures, soit par leur pouvoir calorifique inférieur (P.C.I.) qui n'inclue pas cette dernière. Le pouvoir calorifique s'exprime en millithermies par kilogramme d'ordure (ou en kJ/kg, 1 kJ=0.239 millithermie).

Les PCI tendent généralement à augmenter, ce qui est du principalement à l'augmentation de la proportion de cellulose et de matières plastiques dont les pouvoirs calorifiques sont très élevés : de l'ordre de 4000 mth/kg pour la cellulose et de 8000 à 10000 mth/kg pour les matières plastiques (Dorfmann, 1985).

1.7.4. Rapport carbone/azote (C/N)

Les ordures ménagères renferment plusieurs milliards de germes de microorganismes thermophiles par gramme. Abandonnées à elles-mêmes, elles entrent rapidement en fermentation. La température s'élève et se maintient entre 60 et 70 °C, ce qui a pour effet de

détruire les germes pathogènes.

Cette évolution des ordures en fermentation peut être suivie notamment par la détermination du rapport C/N, des teneurs en carbone et en azote qui reflète le mieux la richesse et le stade d'évolution des ordures. Cette donnée a d'ailleurs été choisie comme un critère de la qualité du traitement des ordures par compostage.

L'expérience a montré que le rapport C/N dans les ordures fraîches se situait généralement entre 35 et 20. Il évolue après compostage de 25 à 10. En principe dans un bon compost, le rapport C/N se situe entre 15 et 18. Il est très voisin de 10 dans un bon sol de culture (Dorfmann, 1985).

1.8. Intérêt des déchets ménagers :

Depuis le milieu des années 70 et plus précisément le début des augmentations des prix pétroliers 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 se traduit par le fait qu'il ne faut plus les regarder comme des matériaux à éliminer par tous les moyens, mais plutôt comme de la matière première.

Ceci dit, il existe plusieurs modes de récupération des déchets ménagers dont les plus connues sont :

- L'incinération : avec récupération d'énergie
- Le compostage : avec utilisation du compost comme engrais
- Le lombricompostage: 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 ou d'électricité.
- Le recyclage

1.9. Différents modes d'élimination et de traitement des déchets solides et urbains

Les déchets solides urbains, et essentiellement les ordures ménagères sont sources de nuisances (dégradation des paysages, fumées, danger pour la santé publique entraînés par la pollution des cours d'eau et des nappes souterraines ainsi que par la prolifération des germes pathogènes) .Que pourra t-on faire ? Comment s'en débarrasser ?

Plusieurs procédés peuvent être mis en œuvre à cette fin. Les plus classiques sont (Dorffman, 1975 ; Aboulam., 2005 ; Chassagnac, 2005).

1.9.1. La mise en décharge :

L'activité humaine de stockage des déchets date réellement des débuts de l'ère industrielle où

la consommation des produits a entraîné une production de déchets supérieure à la capacité d'assimilation des milieux. La technicité de cette activité a fortement progressé et les changements du vocabulaire pour nommer les installations concernées reflètent l'évolution réglementaire des textes qui les régissent : d'abord désignées sous le terme de décharge puis centre d'enfouissement technique (CET), c'est désormais les termes de centre de stockage de déchets (CSD) ou d'installation de stockage de déchets (ISD) qui priment (Chassagnac, 2005).

La mise en décharge est le procédé le plus largement utilisé pour les ordures ménagères et même pour certains déchets industriels, ce procédé permet certaines valorisations : récupération du gaz des décharges, récupération de terrains pour aménagements divers. Le seul procédé que l'on puisse recommander est la mise en décharge contrôlée.

Ce type de décharge obéit à un certain nombre de règles où toutes les précautions sont prises pour éviter toutes les nuisances engendrées par la mise en décharge. Ces règles visent à obtenir la fermentation des matières organiques, les déchets y sont déposés selon des techniques bien maîtrisées et le site doit pouvoir être récupéré en fin d'exploitation pour d'autres usages

Actuellement, d'un point de vue technique, la réglementation française a défini trois classes d'installations de stockage de déchets en fonction du type de déchets accueillis, qui se différencient notamment par le degré de perméabilité du sous-sol du site aménagé :

- Les centres de stockage de classe I accueillant les déchets industriels spéciaux ultimes dotés d'un substratum présentant une épaisseur minimale de 5 m avec une perméabilité de 10^{-9} m/s ;
- Les centres de stockage de classe II accueillant les déchets ménagers et assimilés ultimes dotés d'un substratum présentant une épaisseur minimale de 1 m avec une perméabilité de 10^{-9} m/s puis une couche de 5 m d'épaisseur minimale avec une perméabilité de 10^{-6} m/s ;
- Enfin les centres de stockage de classe III accueillant les déchets inertes (déblais, gravats...) non soumis à ce jour à exigence particulière de perméabilité (Chassagnac, 2005).

Dans une décharge contrôlée les résidus sont répandus par couches successives d'épaisseur modérée, (environ 2 mètres), toute nouvelle couche n'est déposée que lorsque la température de la couche précédente résultant de la fermentation s'est abaissée à la température du sol naturel. Les couches sont exactement nivelées et limitées par des talus réglés et peu inclinés pour que les ordures ne soient pas remises au jour par les pluies. Le dépôt doit être

suffisamment compact pour éviter les vides importants favorisant les risques d'incendie, sans excès toutefois afin de ne pas s'opposer au passage de l'air nécessaire à la fermentation aérobie.

1.9.2. Le compostage :

Le compostage est défini comme une bio-oxydation des matières organiques, présentes dans les déchets, provoqués par des micro-organismes indigènes en conditions contrôlées. En effet, dès que les conditions physico-chimiques (aération, humidité, température) le permettent, les micro-organismes constituent une flore complexe (bactéries, levures, champignons, etc.), qui se met en activité rapidement. Cette activité se traduit par une dégradation microbienne aérobie de la matière organique solide générant une chaleur intense responsable de la phase thermophile (élévation de la température des déchets à 70°C en moyenne). La montée de la température et la compétition microbienne permettent une hygiénisation du produit composté par une destruction des micro-organismes pathogènes et exercent une sélection sur la diversité microbiologique du compostage (Dorffman, 1975 ; Aboulam et al. 2005).

1.9.3. L'incinération :

L'incinération est un traitement thermique des déchets urbains ou industriels qui parfois sert en même temps à produire de l'énergie (vapeur utilisable dans un réseau de chaleur, ou le plus souvent l'électricité), basé sur la combustion avec excès d'air (oxygène). Ce traitement permet de réduire la masse des déchets de 70 % et leur volume de 90 %. Ce mode est appliqué à des ordures ayant un PCI élevé (PCI >7200 KJ/Kg) dû à la présence d'une forte proportion de papiers cartons, plastiques, etc....et une teneur en eau relativement faible (H<50%). En effet, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères produit entre 1,5 à 2 tonnes de vapeur, soit un équivalent d'énergie de 300 à 350 KWh (Dorffman et al. , 1975 ; Gourdon et al. , 2003)

Dans le tableau 1.6, nous résumons les avantages et inconvénients des différents types de traitements des déchets urbains

1.10. Récupération- Recyclage- Valorisation:

La récupération, le recyclage et la valorisation de certains déchets s'avèrent nécessaires et servent à la protection de l'environnement puisqu'ils tendent à diminuer les quantités de déchets à stocker.

1.10.1. Récupération:

La récupération et l'opération de séparation d'un ou plusieurs composants d'un déchet à des fins de commercialisation ou de réutilisation. La vente des produits récupérés constitue le plus souvent l'objectif visé par les entreprises de récupération.

Les substances pouvant être récupérées sont les suivantes :

- Les métaux ferreux et non ferreux

- Les papiers
- Les textiles
- Les verres
- Les caoutchoucs
- Les matières plastiques
- Le bois

Tableau 1.6 : Avantages et inconvénients des différents types de traitements

Système de Traitement	Contraintes et conditions d'entretien	Avantages	Inconvénients
Décharge contrôlée	-Site convenable. -Nécessite une mise en œuvre soignée -Importante quantité de matériaux de couverture -Matériel adéquat (compacteur épandeur)	-Procédé de traitement autonome. -Grande souplesse d'adaptation. -Coût faible. -Meilleur emploi du volume du site.	-Choix d'un site convenable. -Nécessité d'une exploitation rigoureuse. -Solution temporaire (capacité du site).
Compostage	-Existence d'un marché. -Quantité de déchets minimum 30T/j.	-Réduction plus de 50% des déchets -Surface inférieure à celle d'une décharge. -Triage automatique possible	-Coût élevé à l'investissement. -Nécessite l'élimination des refus de traitement en décharge contrôlée. -Absence de souplesse d'adaptation aux quantités traitées.
Incinération	-Taux d'humidité faible (<50%). -Installation d'un incinérateur. -Quantité de déchet minimum 200T/J. -Personnel qualifié.	-Réduction importante du volume des déchets (de plus de 90 %) -Récupération d'énergie (sous forme de production d'électricité). -Espace d'exploitation réduit.	-Pollution atmosphérique.

1.10.2. Recyclage - Valorisation : Cette opération consiste à créer des débouchés pour des déchets faisant l'objet d'une récupération, soit en les recyclant, soit en leur faisant subir des transformations qui en feront un ou plusieurs produits commercialisables et ayant des débouchés plus faciles (Dorffman, 1975).

- Le procédé de récupération des déchets plastiques : les matières sont broyées, lavées et séparées selon chaque type puis régénérées en granulés.

- Le procédé de recyclage du papier-carton : le vieux papier est nettoyé pour enlever les couleurs et les salissures et autres objets étrangers. Lors de la fabrication du papier recyclé 50 % en moyenne de la matière première utilisée est composée de vieux papier.

- Le procédé de recyclage du verre : Dans l'industrie de verre, les matières de base, le sable, la soude et la chaux consomment une grande quantité d'énergie lors de la fusion. En revanche, lors de la fusion du verre récupéré, les besoins en énergie sont moindres. Le verre est broyé et séparé des morceaux de métaux, puis les corps étrangers sont triés et enlevés.

1.11. Différent types de pollutions engendrées par la décharge

Au niveau d'une décharge d'ordures, trois types de pollution peuvent avoir lieu :

1.11.1.-La pollution chimique :

Cette pollution résulte de produits indésirables dans les eaux de lessivage. La nappe d'eau souterraine et le sol sont susceptibles d'être pollués principalement par les ions Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , Fe^{2+} , ou Mn^{2+} , résultant de la dégradation des résidus urbains.

Par contre, les métaux hautement toxiques et les hydrocarbures sont habituellement rares ou absents, si on ne met en décharge que les ordures ménagères proprement dites ou les déchets assimilables aux ordures ménagères. Généralement, cette pollution aboutit à des teneurs élevées en matières organiques et à une forte teneur en azote ammoniacal, en sulfates et en divers minéraux.

1.11.2. La pollution bactériologique :

Cette pollution résulte des micro-organismes qui se développent dans la décharge et qui peuvent être entraînés par infiltration du lixiviat.

A l'inverse de la pollution chimique, la pollution bactériologique est limitée du fait de la lenteur de propagation des micro-organismes et de leur survie relativement courte.

1.11.3. La pollution atmosphérique :

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, ce sont ces dégagements de gaz et autres vapeurs nauséabondes qui caractérisent la pollution atmosphérique.

1.12. Données nationales :

Selon les informations disponibles ces dernières années auprès du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, la situation en Algérie se caractérise par (MATE, 2008):

- L'Algérie génère chaque année environ 12 millions de tonnes de déchets ménagers.
- Le pays compte 3000 décharges sauvages qui occupent une surface totale de l'ordre de 150 000 hectares.

Etude bibliographique

- Les déchets coûtent annuellement à l'Algérie 0,19 % du PIB en impacts sur la santé et 0,13 % du PIB en pertes économiques (potentiel de recyclage et de valorisation non réalisés).
- Il y a un sous effectif de personnel: Le nombre d'agents chargés de la collecte des déchets ménagers et du nettoyage des voies publiques en Algérie, était de un (01) agent pour 500 habitants en 1980. En 2005, il est passé à un (01) agent pour 1500 habitants en 2005, soit trois fois moins d'agents qu'il n'en faut.
- Le parc véhicules de collecte des déchets ménagers et assimilés en Algérie est estimé à un (01) véhicule pour environ 7500 habitants alors que les normes internationales sont de un (01) véhicule pour 4000 habitants. Le déficit national en véhicules de collecte serait donc de 87,5%.
- Chaque année 200 000 tonnes de déchets d'emballages sont rejetés en Algérie. Les plastiques constituent 95% de ces emballages et les métaux représentent les 5% restants.
- Des 200 000 tonnes de déchets d'emballages rejetés annuellement, seulement 4000 tonnes sont récupérées soit 2% du gisement.
- Chaque année, 22000 tonnes de déchets d'activités de soins sont produites en Algérie.
- Le Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement a programmé la réalisation de 1000 schémas directeurs de gestion des déchets solides urbains pour les différentes communes du pays. Déjà 640 schémas sont finalisés.
- Le Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement a programmé la réalisation de 300 Centres d'enfouissement Technique et décharges contrôlées. A ce jour, plus d'une centaine de CET sont déjà réalisés.
- Il existe en Algérie 317 incinérateurs opérationnels pour la destruction des déchets d'activités de soins.
- En 2008, il existait 873 récupérateurs agréés et répartis sur le territoire national. Ce chiffre est en augmentation continue.
- En 2008, il existait 320 exportateurs de déchets ferreux et non ferreux répartis sur le territoire national (Association des exportateurs de métaux ferreux).
- Chaque année, les algériens utilisent près de 300 millions de piles et accumulateurs, soit environ 12 unités par habitant. On estime que 70% de ces piles finissent dans la nature ou à la décharge avec tous les risques de contamination de l'environnement par le mercure, le cadmium, le plomb, le zinc ou le lithium.

En estime par ailleurs qu'il existe la possibilité de récupérer 760.000 tonnes/an :

- 385.000 tonnes/an de papier,
- 130.000 tonnes/an de plastique,

- 50.000 tonnes/an de verre,
- 95.000 tonnes/an de matières diverses.

La valorisation de cette quantité de déchets correspondrait à un gain de 3,5 Milliards DA

Conclusion :

L'Algérie doit s'intéresser à ce gisement d'énergie propre et durable et considérer la gestion de ses déchets comme un secteur de l'économie nationale à l'instar des secteurs de l'industrie de production. Ce n'est qu'après l'intégration de ces déchets dans le circuit économique que nous pouvons économiser nos ressources et préserver un cadre de vie meilleur pour les générations futures.

Les différentes études menées montrent que le procédé le plus économique en ce qui concerne l'élimination des déchets en Algérie est la mise en décharge, cependant après le dépôt des déchets dans un C.E.T, trois importantes conséquences sur l'environnement sont à noter :

- Les déchets entreposés et tout ce que cela peut engendrer comme nuisances (odeurs, rongeurs, insectes).
- La formation du biogaz,
- Les jus de décharge

Dans un premier temps, il convient de définir les conditions d'admission des déchets, ce qui est le préalable à l'exploitation du centre de stockage. L'exploitation du centre consiste alors à collecter et traiter les effluents produits par les déchets stockés : les lixiviats et le biogaz.

2. CET D'OULED FAYET

2.1. Présentation du CET d'Ouled Fayet

Le CET d'Ouled Fayet qui se trouve à 10 Km au sud-ouest d'Alger occupe une surface de 5 hectares et comporte 5 casiers pouvant accueillir un total de 3.000.000 Tonnes de déchets ménagers et assimilés pour une durée de vie estimée à 10 ans. Il reçoit les déchets de 28 communes de la Wilaya d'Alger, soit en moyenne 1200 Tonnes de déchets par Jour.

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 (Cahier technique CET d'Ouled Fayet, 2008).

2.1.1. Contexte

La mise en exploitation du CET d'Ouled Fayet a été précédée par des travaux d'aménagement

général. Ces travaux sont la conclusion des propositions visant à accélérer l'aménagement de la décharge qui était depuis son ouverture en 1988, un site de déversement sauvage des déchets solides provenant des communes limitrophes. Cette décharge a été réhabilitée en 1999 par la Wilaya d'Alger et ouverte comme centre d'enfouissement technique en 2001. Les travaux de réhabilitation ont porté notamment sur :

- ✓ l'imperméabilisation du fond des casiers de la décharge.
- ✓ la mise en place de points de contrôle des eaux superficielles.
- ✓ la mise en place d'une buse de Ø 1800, pour l'évacuation des eaux de pluie du bassin versant amont. Cette buse est posée dans l'axe longitudinal de l'Oued intermittent, traversant le site de la décharge au nord des casiers 1,2 et 3.
- ✓ la mise en place de drainage composé de graviers concassés, D=8/40, (dimensions : 0,6*0,8*0,8). Les eaux sont collectées dans une buse de (D=400) ensuite acheminés vers le bassin de décantation.

La géo membrane mise en place est en PEHD d'une épaisseur de 1,5 mm. Ce type de géo membrane 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%

A noter que le réseau de drainage des trois premiers casiers et le casier N° 5 est constitué de tuyau en PVC. Les casiers 1 et 2 sont fermés depuis juin 2004, le casier 3 depuis 2007. Après saturation totale, le CET a été fermé définitivement en 2014.

La figure 2.1 donne une vue aérienne du CET d'Ouled Fayet.

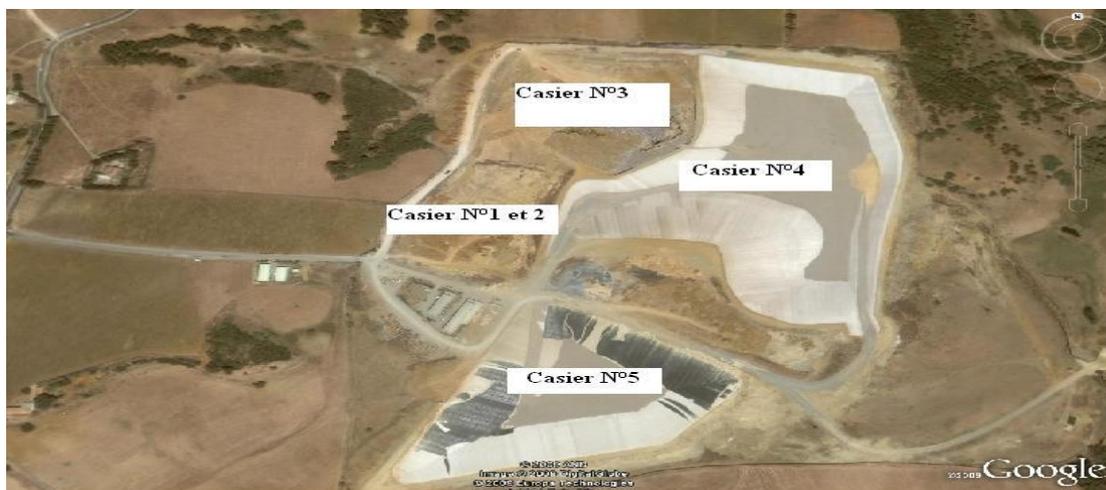


Figure 2.1 : Vue aérienne de la décharge d'Ouled Fayet

2.1.2 Origine et flux des déchets entrants

Le CET d'Ouled Fayet reçoit des déchets en provenance de plus de 34 communes de la willaya d'Alger et alentours. D'après les informations et statistiques de Netcom, 38 % des communes payent pour l'enfouissement de leur déchet, 61 % sont abonnés à Netcom qui s'occupe directement de la collecte et environ 1 % (les communes d'Ouled Fayet, de El Harrach et de Casbah.) ont un accès gratuit sur le site pour stocker leurs déchets.

Tous les autres déchets (industriels, chimiques, déchets d'abattoirs etc.) sont interdits d'accès.

Le tableau 2.1 résume les déchets interdits et autorisés au niveau de ce centre (M.ATE, 2003)

Tableau 2.1 : Classement des déchets autorisés et interdits du CET d'Ouled Fayet

Les déchets admissibles	Les déchets 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

L'accès au CET d'Ouled Fayet est conditionné par la présentation de bons spécifiques, datés et signés par l'organisme détenteur des droits d'accès. Ces bons sont acquis au niveau du service vente de la direction de l'EPIC Netcom. Les déchets acheminés sont déversés directement dans le casier d'enfouissement, où les agents vérifient leur nature. La composition par catégorie des déchets entrants au CET d'Ouled Fayet est donnée par le tableau 2.2.

Les déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet sont essentiellement des putrescibles. Le tableau 2.3 donne la composition, prenant en compte les proportions de gros et moyens pour chaque campagne. Sachant que le tri par catégorie suivant les tailles apporte plus d'information sur la répartition des déchets.

Le tableau 2.3 montre une proportion de putrescibles variant du printemps à l'été de 47 % à 57 %. Cependant il serait plus judicieux d'ajouter la teneur des fines qui sont constituées essentiellement de putrescibles. On obtiendrait alors environ 60 à 73 % de putrescibles dans le gisement du déchet algérien.

Tableau 2.2: Composition par catégorie des déchets entrants au CET d'Ouled Fayet (Aina, 2006).

Fraction granulométrique	Catégorie	Printemps 2006		Eté 2006
		1 ^{ère} campagne (%)	2 ^{ème} campagne (%)	3 ^{ème} campagne (%)
Gros (d >100 mm)	Putrescibles	8,6	11,1	6,7
	Papiers-cartons	23,6	28,5	27,7
	Textiles	24,3	23,6	26,2
	Plastiques	32,9	29,2	31,1
	CNC	2,9	1,4	1,5
	Verres	2,9	1,4	1,0
	Métaux	3,6	2,1	3,1
	INC	1,4	2,8	2,7
	Déchets spéciaux	0	0	0
Moyens 30 <d <100 mm	Putrescibles	75,9	78,1	86,4
	Papiers-cartons	6,0	6,7	2,8
	Textiles	5,7	5,0	2,9
	Plastiques	6,3	7,0	3,5
	CNC	0,7	1,7	1,8
	Verres	3,0	0,3	0,8
	Métaux	2,0	0,7	1,1
	INC	0,3	0,3	0,0
	Déchets spéciaux	0,13	0,1	0,8

Tableau 2.3 : Composition globale des déchets enfouis (Aina, 2006)

Catégories	1ère Campagne(%)	2ème Campagne(%)	3ème Campagne(%)
Putrescibles	47,3	47,2	57,5
Papiers-cartons-	10,0	11,6	7,2
Textiles	10,0	9,3	7,0
Plastiques	12,8	11,9	8,3
CNC	1,2	1,3	1,5
Verres	2,6	0,6	0,7
Métaux	2,2	0,9	1,3
INC	0,6	0,9	0,5
Déchets spéciaux	0,1	0,1	0,5
Fines	13,2	16,1	15,6

2.1.3. Les casiers d'enfouissement :

Le CET d'Ouled Fayet a été conçu pour recevoir 5 casiers. Le tableau 2.4 présente la profondeur, la capacité et le taux d'exploitation de chaque casier ainsi que la durée d'exploitation de chacun.

Tableau 2.4 : Exploitation des casiers d'enfouissement du CET de Ouled Fayet.

Casier	Profondeur (m)	Capacité (m ³)	Taux d'exploitation (2ieme trimestre 2011)	Durée de vie	Situation (2ieme trimestre 2013)
N°1	12	130.000 soit 65.000 tonnes de déchets compactés	116%	12 mois : saturation définitive	Sursaturation
N°2	10	80.000 soit 40.000 tonnes de déchets compactés	105%	07 mois et 19 jours : saturation définitive	Sursaturation
N°3	20	960.000 soit 480.000 tonnes de déchets compactés	123%	23 mois : saturation définitive	Sursaturation
N°4	22	1.250.000 soit 625.000 tonne de déchets compactés	61%	/	Sursaturation
N°5	16	500.000 soit 250.000 tonnes de déchets compactés	165%	23 mois et 06 jours : saturation définitive	Sursaturation

2.2 .Nuisances du CET d'Ouled Fayet sur l'environnement

Bien qu'une décharge soit un projet à durée limitée, ses effets ne le sont pas. Il est indispensable de considérer les deux étapes de l'impact :

- pendant l'exploitation
- après fermeture et parfois réhabilitation.

Il a été constaté que certains effets peuvent s'inverser. A titre d'exemple, une pollution des eaux souterraines peut se produire bien après la fermeture de la décharge si des mesures compensatoires ne sont pas prises pendant l'exploitation. Par contre, l'effet sur l'aménagement local peut être ressenti comme défavorable en cours d'exploitation et devenir un agrément après réhabilitation et/ou fermeture. Le tableau 2.5 ci-après résume les principales nuisances pour l'environnement.

2.3. 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. 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:

- 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:

- 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.

Tableau 2.5 : Nuisances et impacts du CET d'Ouled Fayet

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

3. LE LIXIVIAT DE DECHARGE

3.1. Connaissance des lixiviats

3.1.1 Mécanisme de formation

Les lixiviats de décharge résultent de la percolation à travers le massif de déchets de l'eau contenue dans les déchets et de l'eau apportée par les précipitations. Les mécanismes de formation des lixiviats, de nature biologique et physico-chimique, sont très complexes. Les déchets enfouis servent de substrat aux micro-organismes (bactéries, levures, champignons) dont l'activité a des effets directs multiples sur les conditions physico-chimiques du milieu (pH, potentiel redox...) ou peuvent déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires (dissolutions, précipitations...). En retour, ces mécanismes biologiques se trouvent sous la dépendance des paramètres physico-chimiques du milieu.

La genèse des lixiviats implique simultanément des processus aérobies et anaérobies, liés au mode d'exploitation de la décharge et à la nature des déchets enfouis. Ces mécanismes sont bien connus, en particulier dans le cas des centres de stockage de classe II (Damien, 2013 ; Billard, 2001).

- **Mécanismes biologiques aérobies**

Tant que la densité des déchets permet le passage de l'oxygène (faible compactage et absence de couverture, immédiatement après le dépôt des déchets par exemple), une fermentation aérobie se produit. Identique aux premières étapes de compostage, elle conduit à la production de CO₂, d'eau et de chaleur. La température s'élève jusqu'à 60 C ° au sein de la masse de déchets.

- **Mécanismes biologiques anaérobies**

On distingue en général cinq phases d'évolution (figure 3.1).

- *Hydrolyse*

C'est le passage des conditions aérobies 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.

- *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.

○ *Acétogenèse*

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

○ *Méthanogène*

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.

○ *Maturation*

C'est la fin des 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.

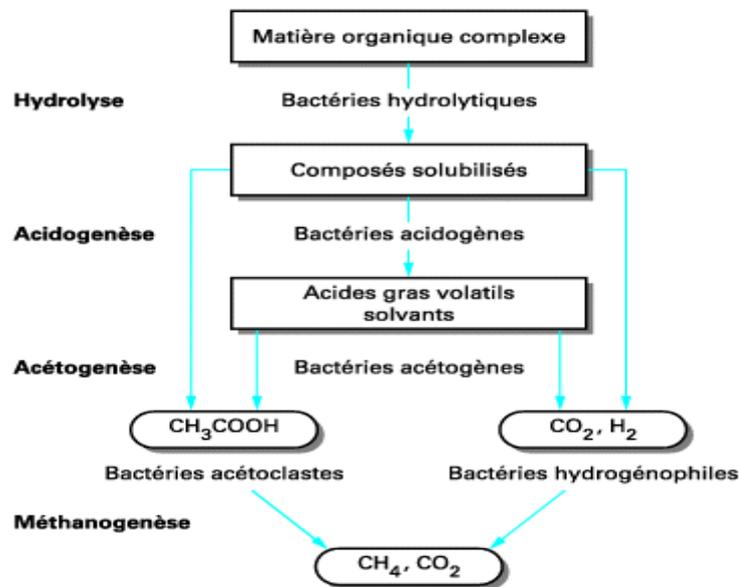


Figure 3.1 : Mécanismes de la fermentation anaérobie (El-Fadel, 2000)

▪ **Mécanismes physico-chimiques**

Les principaux mécanismes sont :

- la *dissolution* : le degré de broyage ou l'état de division des déchets modifie leur surface spécifique ;
- la *solubilisation* (milieu acide) ou la *précipitation* (sulfates, carbonates) selon les principaux paramètres du milieu (pH, potentiel d'oxydoréduction, capacité tampon, présence d'agents complexant et d'espèces coprécipitables).

Ces deux mécanismes dépendent essentiellement de la vitesse de percolation de l'eau, donc de l'épaisseur des déchets et de la nature de la couverture. Mais également, ils dépendent de l'origine de l'eau percolant (pluie, source ou eau de constitution des déchets).

3.1.2. Types de réactions

Les principales réactions intervenant dans le processus de dégradation des déchets sont les suivantes :

- **processus chimiques** : neutralisation, précipitation, oxydation, réduction, complexation, ionisation, réaction acide-base ;
- **processus physiques** : échange d'ions, adsorption, absorption, filtration, évaporation, extraction, encapsulation ;
- **processus biologiques** : hydrolyse, catabolisme, fermentation, nitrification, dénitrification, réduction des sulfates, minéralisation.

3.1.3. Composition des lixiviats en fonction de leur degré d'évolution

Les paramètres mesurés dans le lixiviat et les gaz lors de la biodégradation des déchets évoluent au cours du temps. Si l'on observe une variabilité importante d'une décharge à une autre, des tendances peuvent néanmoins être dégagées. La figure 3.2 décrit une évolution idéale du lixiviat et des gaz produits au cours du temps.

Les tableaux 3.1 et 3.2 proposent des fourchettes de valeurs des principaux paramètres entrant dans la composition des lixiviats en fonction de leur degré d'évolution. Ils illustrent bien la grande variabilité de composition des lixiviats de décharge d'ordures ménagères. La DCO et la DBO₅ par exemple présentent des fourchettes de variation de plus de deux ordres de grandeur au cours des deux premières phases. On notera que les fourchettes proposées cumulent des différences dues d'une part à l'activité biologique pour la phase considérée, d'autre part à des variations de caractéristiques d'une décharge à une autre pour une même phase ou à des différences de méthodes de prélèvement.

Dans la pratique, la distinction entre les différentes phases est difficile et approximative. De même, l'attribution d'une échelle de temps à ces phases est problématique car les vitesses d'évolution sont très variables d'une décharge à une autre.

On note par ailleurs, que les principaux facteurs qui influencent la composition des lixiviats sont (Billard, 2001):

- La composition des déchets qui varie fortement d'une décharge à une autre. Le développement bactérien est optimal lorsque les déchets ont des teneurs en DCO, azote (N) et phosphore (P) telles que : DCO/N/P » 180/5/1. La croissance bactérienne peut être inhibée par la présence de métaux lourds présents dans les ordures ménagères.
- La solubilité des composants des déchets qui dépend du composé lui-même (hydrocarbure peu soluble, chlorure de sodium très soluble), mais aussi de la quantité et de la qualité du solvant qui se charge en différents solutés en traversant les déchets, cette qualité évoluant

dans le temps.

- L'activité biologique : l'activité biologique est la principale influence sur l'évolution dans le temps de la composition des lixiviats. Certains cherchent une corrélation avec : l'âge de la décharge, l'âge des déchets, les facteurs influençant les réactions chimiques, la teneur en eau, la température, la présence d'oxygène, le pH.
- Mode d'exploitation : il est possible de repérer et de classer les différents facteurs d'influence agissant soit sur le volume de lixiviats généré, soit sur la composition et la qualité des lixiviats

La comparaison des paramètres physico-chimiques globaux a conduit, à proposer une classification des lixiviats selon l'âge de la décharge (tableau 3.3).

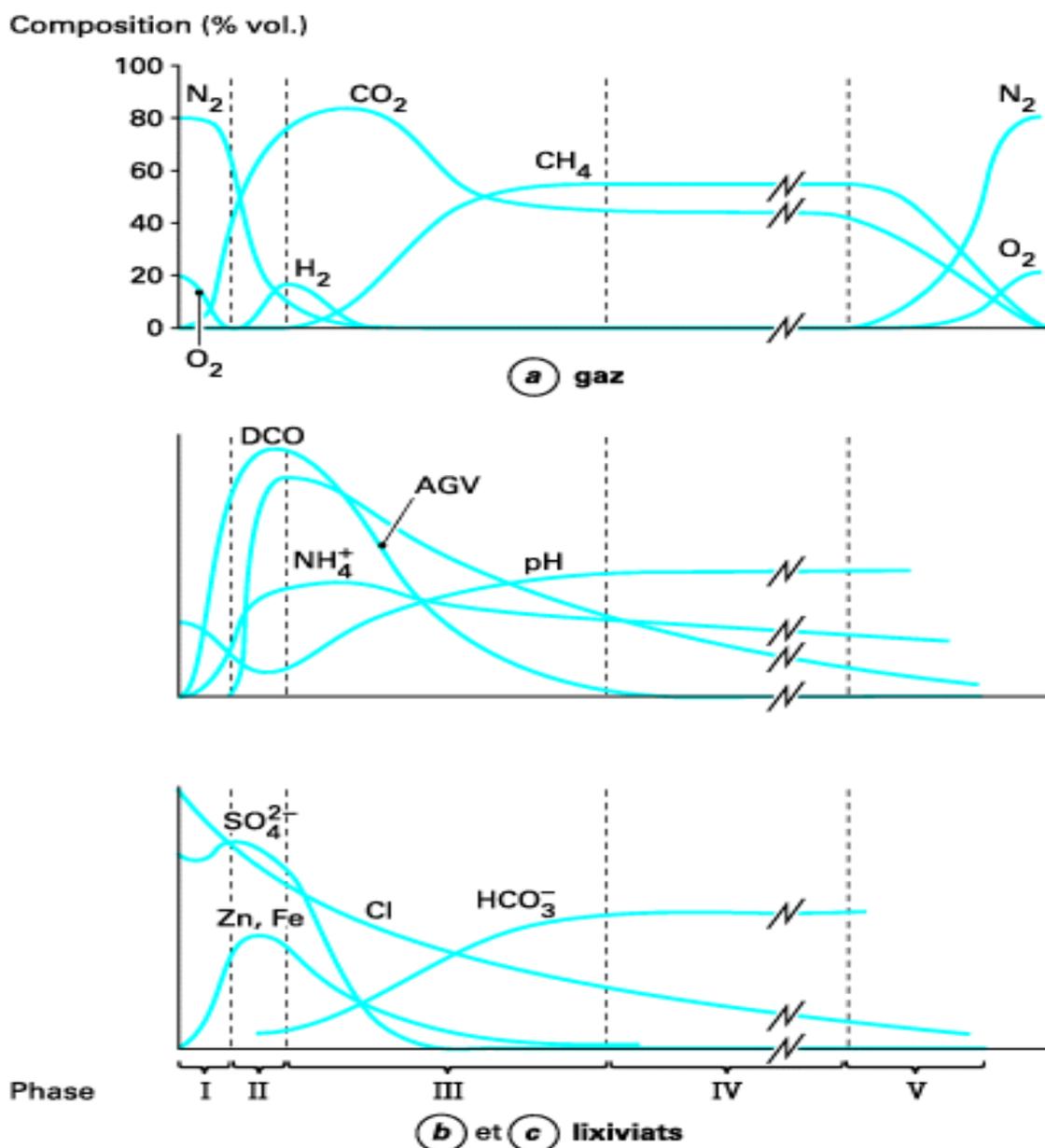


Figure 3.2 : Évolution idéalisée, en fonction du temps, des effluents liquides et gazeux d'une décharge d'ordures ménagères (Christensen, 1989; Fraquar, 1973).

Tableau 3.1 : Composition des lixiviats (DCO₅, DBO₅, DBO₅ / DCO, pH, SS, NTK, N-NH₃)

	Site d'enfouissement	DCO	DBO ₅	DBO ₅ / DCO	pH	SS	NTK	N-NH ₃	Référence
J	Canada	13800	9660	0,70	5.8	-	212	42	(Henry et al., 1987)
J	Chine, Hong Kong	15700	4200	0,27	7.7	-	-	2260	(Lau et al., 2003)
J	Chine, Hong Kong	17000	7300	0,43	7,0-8,3	> 5000	3200	3000	(Lo et al., 1996)
J	Chine, continentale	1900-3180	3700-8890	0,36 à 0,51	7,4 à 8,5	-	-	630-1800	(Wang et al., 2000)
J	Grèce	70900	26.800	0,38	6.2	950	3400	3100	(Tatsi et al., 2003)
J	Italie	19900	4000	0,20	8	-	-	3917	(Palma et al., 2002)
J	Italie	10540	2300	0,22	8.2	1666	-	5210	(Lopez et al., 2004)
J	Corée du Sud	24400	10800	0,44	7.3	2400	1766	1682	(Im et al., 2001)
J	Turquie	16200-20000	10800-11000	De0,55 à 0,67	7,3-7,8	-	-	1120-2500	(Timur et al., 1999)
J	Turquie	35000-50000	20000-25000	0.5-0.6	5,6 à 7,0	2630-3930	2.370	2020	(Ozturk et al., 2003)
J	Turquie	10750-18420	6380-9660	0,52 à 0,59	7,7-8,2	1013-1540	-	1946-2002	(Ceçen et al., 2004)
	Canada	3210-9190	-	-	6,9 à 9,0	-	-	-	Kennedy et al., 2000
AM	Chine	5800	430	0,07	7.6	-	-	-	(Wang et al., 2002)
AM	Chine, Hong Kong	7439	1436	0,19	8.22	784	-	-	(Li et al., 2001)
AM	Allemagne	3180	1060	0,33	-	-	1.135	884	(Baumgarten et al., 1996)
AM	Allemagne	4000	800	0,20	-	-	-	800	(Dijk et al., 1997)
AM	Grèce	5350	1050	0,20	7.9	480	1100	940	(Tatsi et al., 2003)
AM	Italie	5050	1270	0,25	8.38	-	1.670	1330	(Frasconi et al., 2004)
AM	Italie	3840	1200	0,31	8	-	-	-	(Chianese et al., 1999)
AM	Pologne	1180	331	0,28	8	-	-	743	(Bohdziewicz et al., 2001)
AM	Taiwan	6500	500	0,08	8.1	-	-	5500	(Wu et al., 2004)
AM	Turquie	9500	-	-	8.15	-	1450	1270	(Kargi et al., 2003)
V	Brésil	3460	150	0,04	8.2	-	-	800	(Silva et al., 2002)
V	Estonie	2170	800	0,37	11,5	-	-	-	(Orupold et al., 2000)
V	Finlande	556	62	0,11	-	-	192	159	(Hoilijoki et al. 2000)
V	Finlande	340-920	84	50,09 à 0,25	7,1-7,6	-	-	330-560	(Martinen et al., 2004)
V	France	500	7.1	0,01	7.5	130	540	430	(Trebouet et al., 1999)
V	France	100	3	0,03	7.7	13-1480	5-960	0.2	(Tabet et al., 2002)
V	France	1930	-	-	7	-	-	295	(Gourdon, et al. 1989)
V	Malaisie	1533-2580	48-105	0,03-0,04	7,5 à 9,4	159-233	-	-	(Aziz et al., 2004)
V	Corée du Sud	1409	62	0,04	8,57	404	141	1.522	(Cho et al., 2002)
V	Turquie	10.000	-	-	8.6	1600	1680	1.590	(Uygur et al., 2004)

J: jeune, AM: l'âge moyen; V: vieux, toutes les valeurs sauf pH et de la DBO₅ / DCO sont en mg L⁻¹.

Tableau 3.2 : Métaux lourds dans la composition des lixiviats de décharge

Age	Site d'enfouissement	Fe	Mn	Ba	Cu	Al	Si	Référence
J	Italie	2.7	0,04	-	-	-	-	(Lopez et al., 2004)
AM	Canada	1,28 à 4,90	0,028 à 1,541	0,006 à 0,164	-	<0,02 à 0,92	3,72 à 10,48	(Kennedy et al., 2000)
AM	Hong Kong	3.811	0.182	-	0,12	-	-	(Li et al., 2001)
AM	Corée du Sud	76	16.4	-	0,78	-	-	(Im et al., 2001)
AM	Espagne	7.45	0,17	-	0,26	-	-	(Rivas et al., 2003)
V	Brésil	5.5	0.2	-	0,08	<1	-	(Silva et al., 2002)
V	France	26	0,13	0,15	0,005 à 0,04	2	<5	(Tabet et al., 2002)
V	Malaisie	4,1 à 19,5	15,5	-	-	-	-	(Aziz et al., 2004)
V	Corée du Sud	-	0.298	-	0.031	-	-	(Cho, et al. 2002)

J: jeune, AM: l'âge moyen; V: vieux, toutes les valeurs sont exprimées en mg l⁻¹.

Tableau 3.3 : Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge (Millot, 1986 ; Ramade, 1998st ; Institut français de veille sanitaire, 2004).

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> à 10 ans
pH	< 7	= 7	> 7
DCO (g O ₂ .L ⁻¹)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO ₅ /DCO)	Moyenne > 0.3	Assez faible 0.1 à 0.3	Très faible < 0.1
AGV (% du COT)	> 70	5 à 30	< 5
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volants	Prédominance des macromolécules

D'après les différents paramètres donnés par le tableau 3.3 , un lixiviat jeune âgé de moins de 5 ans se situerait encore en phase d'acidogénèse, un lixiviat intermédiaire dont l'âge serait compris entre 5 et 10 ans correspondrait à la mise en place des phases d'acétogénèse et de méthanogènes alors qu'un déchet d'âge supérieur à 10 ans, dit « stabilisé » appartiendrait aux

phases de méthanogènes et de maturation. Cependant la qualité du lixiviat n'évolue pas toujours de la même façon et l'âge du lixiviat n'apparaît pas comme un facteur déterminant pour définir l'état de dégradation d'un déchet.

Si des traitements biologiques permettent d'abattre la charge organique des lixiviats jeunes (lagunage aéré, boues activées, procédés à cultures fixées...), les traitements physicochimiques sont souvent préférés sur des lixiviats anciens (coagulation-floculation, précipitation à la chaux, oxydation, procédés membranaires...) (Gautier et al., 2008).

3.2. Déchets, lixiviat et environnement

3.3.1. Origine et nature des polluants

Les polluants sont libérés du fait de la dégradation progressive des déchets en sous-produits finaux ou intermédiaires qui sont ensuite susceptibles d'être entraînés ou non vers les milieux. Dans le cas des déchets de type ordures ménagères, on trouve la plupart des types de polluants.

De façon générale, la part dégradable des déchets stockés se décompose selon des processus physico-chimiques et biochimiques, nombreux et complexes, et finit par libérer ses constituants unitaires sous forme liquide, gazeuse ou solide (vivant ou non).

Les composés gazeux migrent dans l'atmosphère, directement ou *via* un trajet souterrain parfois significatif, et constituent les rejets gazeux.

Sous l'effet des infiltrations d'eau de pluie, voire de nappe souterraine, les déchets sont lixiviés en permanence. Les eaux entraînent dans leur migration une partie des sous-produits finaux ou intermédiaires. Seuls les composés liquides, solubles voire colloïdaux, sont entraînés avec les eaux et constituent les rejets liquides ou lixiviats.

La fraction solide non soluble de ces composés et la fraction non dégradable restent piégées dans le massif.

Bien que les processus de libération de type purement physico-chimique (volatilisation, oxydation, carbonatation, solubilisation...) soient présents et responsables d'une fraction de la charge polluante, les processus biochimiques sont largement majoritaires.

- La dégradation de la matière organique des déchets est responsable de la majorité des émissions polluantes des décharges, la fraction non organique n'évoluant que sur des échelles de temps bien supérieures. Les différents polluants rencontrés sur les sites sont de trois types : (Chassagnac, 2005).
- **Polluants minéraux :**
 - sels et ions majeurs : sulfates, chlorures, nitrates, nitrites, ammonium, carbonates, Ca, Mg, K ;

- métaux courants : Fe, Mn ;
- métaux lourds : Hg, Ni, As, Cu, Cr, Zn, Cd, Pb... ;
- gaz majeurs et en traces : H₂, CO₂, CH₄, H₂S.
- **Polluants organiques :**
 - composés de dégradations finaux et intermédiaires : acides gras, acétate, alcool, sucres, globalement dosés par la DCO et la DBO₅ ;
 - composés indésirables : hydrocarbures volatils ou non, phénols, cyanures, phytosanitaires, solvants...
- **Micro-organismes : bactéries, champignons, algues...**

L'action des micro-organismes (bactéries, microbes) contribue à la transformation des contaminants en différents sous-produits et à leur destruction. Sur les sites de stockage de déchets, on retrouve, d'après les données disponibles, des concentrations de l'ordre de 10³ à 10⁵ UFC (colonie formant unité)/m³ en bactéries et de 10³ à 10⁴ UFC/m³ en champignons. Les alvéoles en cours d'exploitation sont caractérisées par la présence dominante de bactéries à Gram positif et de champignons représentés principalement par les genres *Aspergillus* et *Penicillium*. Le biogaz est plutôt caractérisé par la présence dominante de bactéries à Gram négatif et de champignons classiques de l'environnement extérieur.

3.3.2. Notions de risque, de danger, d'exposition et d'impact

Les dangers d'un site sont l'ensemble des dommages qui peuvent résulter de la présence d'un potentiel polluant (une source de pollution) sur le site : explosion, intoxication... En d'autres termes, l'exposition à un danger résulte d'une relation (un transfert) entre le potentiel danger et la cible (entité potentiellement impactée). Elle est caractérisée par une fréquence d'exposition. La notion de transfert est donc indissociable de la notion de risque.

Le risque résulte donc de l'exposition d'une cible par un danger. En d'autres termes, il y a risque s'il y a concomitance entre les trois termes suivants (figure 3.3) :

Source de pollution + transfert de la pollution + présence d'une cible = risque

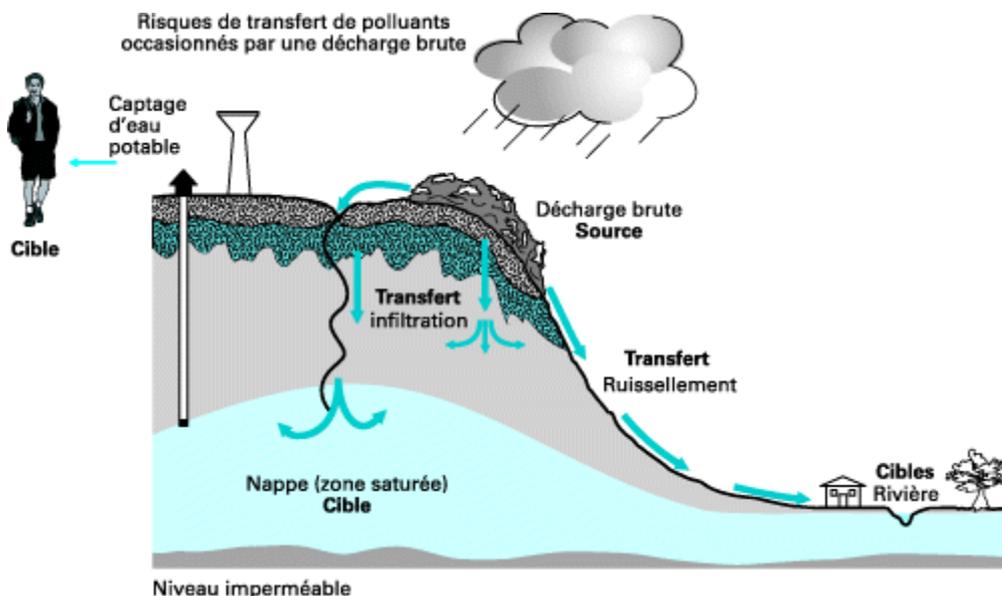


Figure 3.3 : Schéma conceptuel résumant le risque

3.3.2.1. Impacts sur l'air et production de biogaz

La production de biogaz est un phénomène naturel et provient de la fermentation de la matière organique. Le biogaz contient, en général, de 40 à 60 % de méthane et de 40 à 60 % de dioxyde de carbone. Selon sa provenance, il contient des quantités variables d'eau, d'azote, de sulfure d'hydrogène H_2S , d'oxygène, de composés aromatiques, de composés organohalogénés (chlore et fluor) et des métaux lourds. Ces trois dernières familles chimiques y sont présentes à l'état de traces. Il apparaît que certains composés sont responsables des odeurs dégagées. Le type de rejet gazeux varie en fonction du mode de dégradation présent dans le massif de déchets (Chassagnac, 2005).

La figure 3.4 présente l'évolution de la composition du gaz de décharge en fonction du temps et donc des différentes phases.

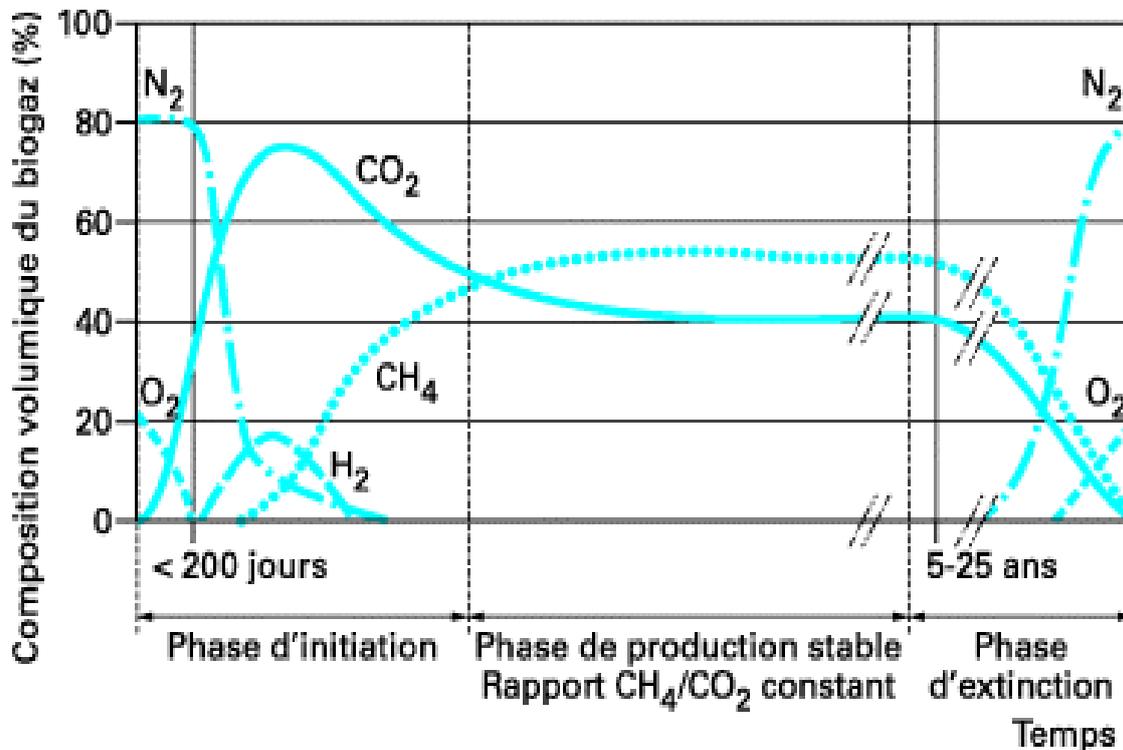


Figure 3.4 : Évolution de la composition du gaz de décharge

Les risques types sont les suivants :

- explosion sur et hors site ;
- risque sanitaire sur et hors site ;
- nuisances olfactives liées à la présence de composés soufrés ;
- inhibition et asphyxie des milieux vivants par absence d'O₂ ;
- effet de serre (CH₄ vingt fois plus puissant que le CO₂).

3.3.2.2. Impacts sur les eaux

Deux modes d'émission *des polluants* sont opérants

- Convection ou dispersion convective
- Diffusion moléculaire

Les risques résultant de la production de lixiviats sont essentiellement liés à :

- une perte de qualités générales, coloration, odeurs... ;
- une perte de potabilité ;
- des problèmes d'intoxication et de risques sanitaires ;
- des actions en chaîne aux exutoires : rivière, source, étang et zones humides en relation avec la nappe ;
- dégâts aux infrastructures souterraines : colmatages, corrosion...

L'émission des polluants vers les eaux de surface (lacs, cours d'eau, zones humides) est conditionnée par les mêmes facteurs que pour les eaux souterraines.

Le transfert vers ces eaux est dicté par les facteurs suivants :

- l'imperméabilité des sols qui favorise le ruissellement au détriment de l'infiltration ;
- la pente de la ligne d'eau jusqu'à la berge ;
- l'encombrement de la ligne d'eau (obstacle, rétention, végétation...) qui dicte le temps de transit ;
- la distance aux berges.

Les impacts types résultent surtout de la mise en solution des polluants solubles, de la surmultiplication d'une microflore spécifique et d'un déficit en oxygénation du milieu (consommation de l'oxygène dissous par les processus de biodégradation). Ils sont les suivants :

3.3.2.3 Impacts sur les sols et les milieux naturels et vivants

Sauf cas spécifique (déchets industriels en grande quantité pouvant imprégner durablement les sols par exemple), les sols et leur usage (agriculture) ainsi que les milieux naturels vivants associés (faune, flore) ne subissent un impact que du fait des eaux polluées en contact. Ces impacts, du même type que ceux sur les eaux superficielles, cessent rapidement dès que les eaux sont exemptes de leur charge polluante. Leur traitement relève donc plus de la problématique de l'eau.

Plus rarement, les gaz peuvent avoir un effet néfaste sur la végétation sous-jacente au niveau des exutoires du sol (fissure de couverture, par exemple). Sauf très grand site, ces impacts sont rarement constatés en dehors de l'emprise du site.

4. PRINCIPAUX PROCÉDES DE TRAITEMENT DES LIXIVIATS DE DÉCHARGE

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 révélées comme une alternative sérieuse aux procédés physico-chimiques.

4.1. Les procédés de traitements biologiques

4.1.1. Le lagunage

4.1.1.1. 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 micropyles 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) (Degremont, 2005).

4.1.1.2. 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) (Degremont, 2005).

4.1.1.3. 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 (Degremont, 2005).

4.1.2. Les boues activées

4.1.2. 1. Description du procédé d'épuration à boues activées

Le procédé d'épuration biologique à boues activées est un procédé très couramment utilisé. Un bassin à boues activées est un réacteur biologique, alimenté en continu par l'eau usée à traiter, dans lequel la biomasse est brassée est aérée en même temps que l'eau usée. Dans ce procédé les molécules biodégradables sont mises en contact avec des amas biologiques 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 (Rejsek, 2002).

Le processus de dégradation des molécules est aérobie. L'oxygène nécessaire est apporté par un système d'aération installé à l'intérieur du réacteur biologique.

Après un temps de contact, le mélange floc + eau épurée, appelé « liqueur mixte », arrive dans un décanteur, ou clarificateur, destiné à séparer l'eau épurée des floes. Les floes, du fait de leur densité supérieure à celle de l'eau, sédimentent dans le fond de clarificateur pour former les boues. L'eau épurée sort à la surface du clarificateur, par surverse, et est, en règle générale, rejetée dans le milieu naturel (figure 4.1).

La majeure partie des boues activées épaissies, au fond du décanteur, est renvoyée ou recirculée dans le bassin aéré pour y maintenir une concentration optimale en boues (concentration en MES nominale). L'excédent de boues est extrait du système de boues activées pour être envoyé en traitement des boues.

Le processus de dégradation de la matière organique se déroule en trois étapes essentielles :

- 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 floes biologiques ou matériaux de réserve des microorganismes des floes si l'apport en matière organique est trop faible : phénomène de respiration endogène (Rejsek, 2002).

La boue activée est un liquide marron à gris contenant des particules floconneuses formées de microorganismes et des débris végétaux et minéraux. L'étude des microorganismes présents ainsi que celle des relations qu'ils établissent entre eux permettent de comprendre les phénomènes d'épuration biologique. Le principe d'une installation à boue activée est schématisé dans la figure 4.1.

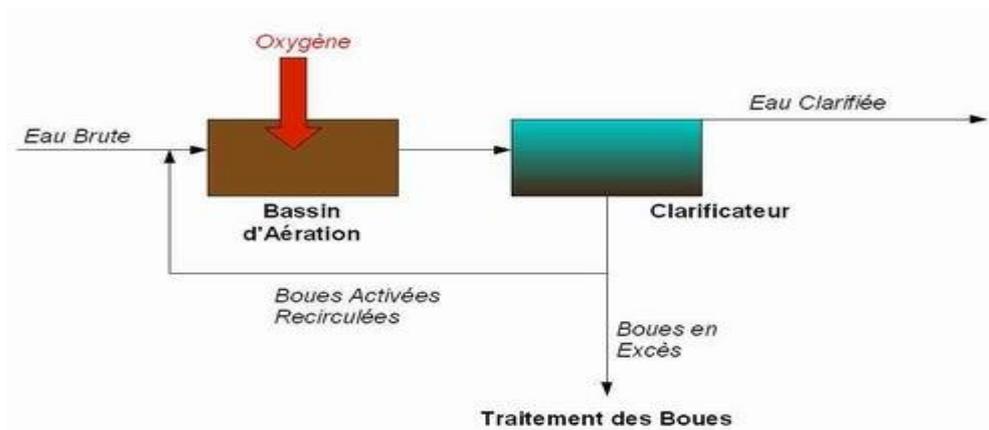


Figure 4.1 : Schéma de principe d'une installation à boue activée

4.1.2. 2. Les microorganismes intervenant dans le procédé :

Le procédé d'épuration par boues activées est la reproduction amplifiée du phénomène naturel d'autoépuration de l'eau. En effet, la microflore de l'eau intervient dans la dégradation naturelle de la matière organique et participe ainsi au recyclage des éléments chimiques (cycle du carbone, de l'azote, du phosphore...).

Dans les installations à boues activées, ne sont présents que des organismes de petite taille, essentiellement des bactéries, mais en forte densité ; on parle de procédé intensif. Dans le milieu naturel, les espèces participant à l'autoépuration sont beaucoup plus diversifiées avec des tailles plus hétérogènes.

Parmi les microorganismes des boues activées, par analogie avec les écosystèmes naturels, on distingue deux groupes distincts : la microflore et la microfaune.

✓ La microflore des boues activées :

Elle correspond à l'ensemble des bactéries présentes dans la boue activée. Ces bactéries représentent le maillon essentiel du traitement car elles vont consommer les molécules organiques des eaux usées et permettre ainsi leur épuration. Grâce à cette activité, elles se multiplient et sont le point de départ d'une chaîne trophique, d'où le terme de microflore car la flore est l'élément de départ des écosystèmes naturels.

Ces bactéries peuvent se présenter sous différentes formes :

- bactérie libres, en général peu abondantes du fait de la prédation par d'autres microorganismes ;
- bactéries filamenteuses, présentes normalement en petite quantité mais qui peuvent proliférer dans certaines conditions et poser des problèmes de fonctionnement ;
- bactéries floculées qui s'agrègent pour donner des floccs qui décantent dans le clarificateur.

Les concentrations en microflore sont très élevées, de l'ordre de 10^{11} à 10^{12} bactéries par litre de boues activées. Malgré la diversité des espèces bactériennes susceptibles d'y êtreensemencées, provenant des matières fécales mais aussi des eaux naturelles ou de l'air, les boues activées se révèlent être un milieu très sélectif et seulement une dizaine de souches bactériennes sont présentes à un instant donné au niveau d'une installation. Des études ont montré que les bactéries intestinales se développent peu et survivent difficilement dans ce milieu. On retrouve des bactéries appartenant aux familles taxonomiques les plus classiques, avec majoritairement des bacilles Gram- sporulant.

La répartition interspécifique est très variable selon la boue activée, son âge, la composition biochimique et physicochimique de l'effluent.

✓ **La microfaune des boues activées :**

Elle est très importante en quantité, de l'ordre de 10^6 à 10^8 cellules par litre de boues activées. Elle intervient comme prédateur des bactéries isolées et des cadavres de bactéries et, ainsi, participe à la clarification de l'effluent. Selon l'organisation cellulaire des microorganismes on distingue deux familles d'individus : les Protozoaires et les Métazoaires.

• **Les Protozoaires :**

Ce sont des organismes eucaryotes (qui peuvent même posséder plusieurs noyaux), unicellulaires, mobiles et de petite taille (de 1 à $500\mu\text{m}$). Ils se nourrissent essentiellement de bactéries et de molécules organiques dissoutes mais présentent une très grande variété de types trophiques : certains se nourrissent de bactéries, certains d'algues, certains d'autres protozoaires et certains de plusieurs de ces organismes. Leur rôle principal est la clarification de l'effluent par prédation des bactéries libres de l'eau interstitielle.

Le nombre d'espèces actuellement identifiées est de l'ordre de 5000 pour les écosystèmes naturels et, « seulement », de 200 à 250 dans les boues activées. Dans une installation donnée, on recense en moyenne 7 à 55 espèces différentes.

• **Les Métazoaires :**

A la différence des protozoaires, les Métazoaires sont des organismes pluricellulaires, de taille supérieure à $100\mu\text{m}$ et pouvant aller jusqu'à 1mm. Leur organisation cellulaire est plus complexe que celle des microorganismes unicellulaires, avec une différenciation cellulaire pour former des tissus. Leur temps de reproduction est également plus long, du fait de leur complexité, ce qui implique qu'ils ne sont présents que dans des installations avec des âges de boues élevés (station à faible charge ou aération prolongée). Dans les boues activées, on retrouve, de manière fréquente, essentiellement deux familles : les Rotifères et les Nématodes. La microflore et la microfaune de la boue activée est présentée par la figure 4.2.

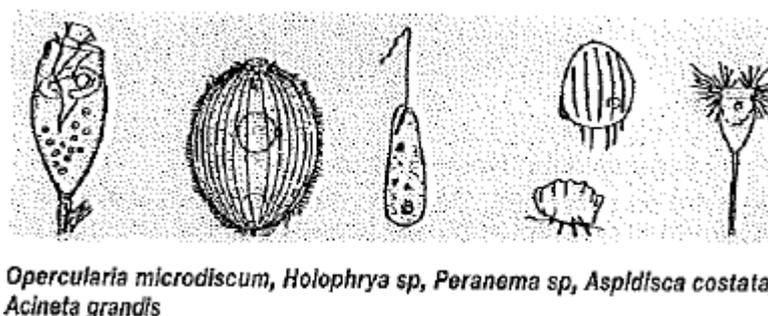


Figure 4.2 : La microflore et la microfaune de la boue activée

4.1.2. 3. Analyse microscopique des boues activées

L'intérêt de l'analyse microscopique réside dans le fait qu'elle permette de tirer des

conclusions sur le fonctionnement de l'installation de boues activées. Ces conclusions nécessitent, de plus, une connaissance poussée de l'écologie des boues activées ainsi que de l'installation (Duchene et al., 1993).

Notion d'instabilité de l'écosystème

- **Notion d'instabilité de l'écosystème**

Les signes d'instabilité d'un écosystème sont :

- absence de faune ou peu d'espèces représentées ;
- absence permanente d'espèces du floc ;
- cadavres de Protozoaires et Métazoaire ;
- pullulement de prédateurs ;
- bactéries libres très nombreuses ;
- anaérobiose transitoire prouvée.

Si un ou plusieurs de ces signes sont présents, cela signifie que l'écosystème est fragile et moins apte à remplir son rôle épurateur (Duchene et al., 1993).

- **Interprétation en terme technique de l'épuration**

L'efficacité du procédé aux boues activées est étroitement liée à la Charge massique, à l'âge des boues et au degré de stabilisation.

- **Indication des points suspectés de dysfonctionnement**

Elle entraîne la décision d'analyses complémentaires, ceci, en particulier, lors de la présence de bactéries filamenteuses.

4.1.2.4. Les bactérie filamenteuse et le foisonnement des boues

De nombreuses espèces de bactéries filamenteuses existent normalement, à des concentrations faibles, dans les boues activées. Elles ne présentent une gêne pour l'exploitant que lorsque leur développement est excessif et qu'elles envahissent la culture. En effet, ces flocs filamenteux décantent difficilement et sont plutôt entraînés dans l'eau épurée, ce qui cause des départs de boues et altère la qualité de l'eau traitée.

Ce phénomène qui touche une station à boues activées sur 4 en France, s'appelle le foisonnement des boues activées ou *bulking* (Duchene et al., 1993). Il faut noter que ce n'est pas le seul phénomène responsable de départs de boues pour ces stations, ils peuvent être dus également à :

- des difficultés de floculation avec une croissance dispersée ;
- des problèmes liés à la densité des particules avec des dégagements gazeux, lors de fermentation ou de dénitrification par exemple.

Ceci explique l'intérêt de bien déterminer la cause du départ de boues pour mieux l'éliminer.

4.1.2. 5. Mise en œuvre de traitement biologique

✓ **Conditions de fonctionnement :**

Le bon fonctionnement d'un traitement biologique dépend de nombreux facteurs. Trois facteurs sont mis en évidence (Lauret et al., 1989):

- **Carence en phosphore :** les lixiviats présentent systématiquement une carence en phosphore assimilable par des bactéries. Il est donc primordial d'assurer un ajout de phosphore pour respecter un rapport DCO/P < 150. il est conseillé de maintenir le rapport DCO/P dans les valeurs les plus basses possibles.
- **Présence de microorganisme :** nous avons constaté que les lixiviats contiennent naturellement les microorganismes capables d'assurer la dégradation des éléments organiques. L'ajout de boues activées de station d'épuration urbaines accélère, cependant, la cinétique de l'épuration. Notons que l'introduction de boues provoque, dans un premier temps une augmentation de la DCO, rapidement compensée par l'amélioration provoquée par cet apport.
- **La température :** les microorganismes sont opérationnels dans une large gamme de température. On sait, cependant, qu'en dessous de 15 °C, l'activité des bactéries est fortement diminuée et presque totalement arrêtée en dessous de 5 °C.

✓ **Mise en œuvre du traitement biologique :**

Trois types de procédés sont envisagés pour le traitement biologique des lixiviats de CET :

- Traitement discontinu
- Traitement continu
- Traitement sur lits bactériens

4.1.3. 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. En contre partie, les plantes peuvent profiter du lixiviat pour subvenir à leur besoins nutritifs. 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 environ 400 espèces reconnues de plantes hyper accumulatrices tolérantes aux métaux lourds, elles sont ainsi capables d'accumuler une certaine concentration d'un métal donné. On peut citer par exemple le tournesol, le pissenlit, le colza, l'orge, différentes crucifères, l'ortie. Les américains travaillent beaucoup sur des arbres comme le peuplier (Dabouineau et al., 2005).

4.14. Pourquoi traiter les lixiviats de CET par voie biologique

Les lixiviats peuvent 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 (Lauret et al., 1989).

Habituellement, une combinaison de méthodes physiques, chimiques et biologiques est utilisée pour un traitement efficace des lixiviats de décharge, car il est difficile d'obtenir un taux de traitement satisfaisant en utilisant une seule des méthodes précitées. Les méthodes de traitements biologiques utilisées pour le traitement des lixiviats sont largement utilisées pour l'élimination des composés biodégradables. Les méthodes physico-chimiques sont utilisées avec les méthodes biologiques principalement pour éliminer les composés non biodégradables à partir du lixiviat (Kargi et Pamukoglu, 2003 ; Bohdziewicz et al., 2001 ; Geenens et al., 2001 ; Ahn, 2002 ; Li et Zhao, 2001).

4.2. Les procédés de traitements physico-chimiques

4.2.1. La coagulation-floculation classique

4.2.1.1. 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 (Desjardins, 1997).

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...). 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 du potentielle électrocinétique de Freundlich ou potentiel zêta, qui mesure la charge électrique superficielle des colloïdes.

Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zêta. L'appareil permettant la mesure du potentielle électrocinétique est le Zétamètre (Degremont, 2005).

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. La double couche et le potentiel Zêta sont schématisés dans la figure 4.3.

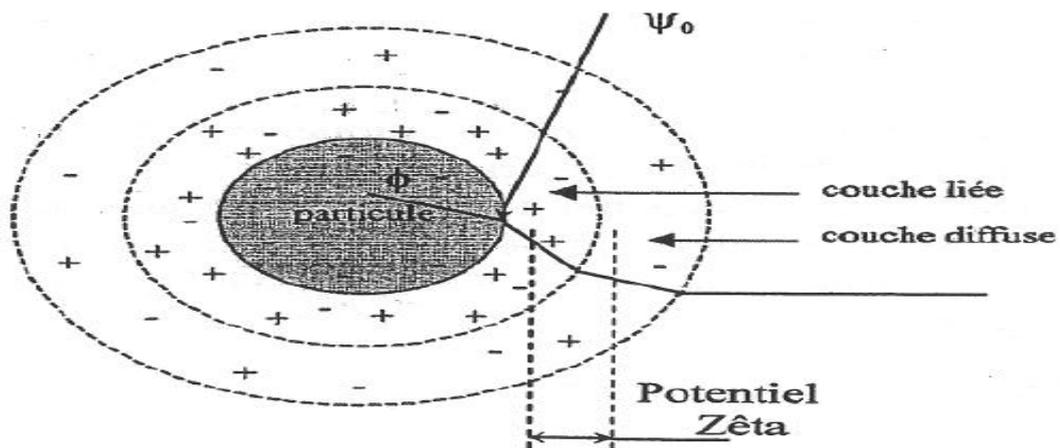


Figure 4.3 : Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta (Degremont, 2005).

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

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 (Desjardins, 1997)

➤ ***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 a 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 par fois corriger le pH à l'aide de divers produits (acides, chaux ou soude) (Desjardins, 1997). Le pH influe sur la nature des espèces métalliques polymères produites qui seront formés dès que les coagulants métalliques sont dissous dans de l'eau (Guo, 2010).

➤ ***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 (Desjardins, 1997)

➤ ***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 floccs 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 floc (Desjardins, 1997)

➤ ***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 (Desjardins, 1997).

➤ ***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 flocculent 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 pour des eaux moins chargées telles que les eaux usées urbaines.

➤ ***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 floes décantables, soit des conditions optimales d'agitation rapide de 300 tr/min pendant 2 min qui sera suivie d'une agitation lente à une vitesse de 50 tr/min pendant 20 min (Desjardins, 1997).

➤ ***Coagulation de la couleur***

En générale, 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 (Desjardins, 1997).

4.2.1.2. 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 floes.

Les polymères organiques (silice activée) et polymères naturels (starches, algues) sont les premiers à avoir été utilisés. Mais l'utilisation d'adjuvants de floculation synthétiques 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

4.2.2 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 (Boudesocque, 2007)

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

4.2.2.1. 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

(Boudesocque, 2007)

- 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.

4.2.2.2. 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 (Glaze et al., 1987).

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 4.1.

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 (Andreozzi et al., 1999).

Tableau 4.1 : Classification des procédés d'oxydation avancée (Edelahi, 2004)

Oxydants utilisés	Procédés d'oxydation avancée
H ₂ O ₂ /Fe ²⁺	Fenton
H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ (Fe ³⁺) UV	Photo-fenton (photocatalyse homogène)
TiO ₂ /UV	Photo catalyse hétérogène
O ₃ /UV	Oxydation UV
H ₂ O ₂ /UV	Photochimie assistée
Nouvelles technologies	Electrochimie, irradiation sous vide et sono chimie (ultrasons)

L'application du processus lié à Fenton pour traiter le lixiviat de décharge a reçu une attention accrue dans la dernière décennie. L'efficacité du procédé Fenton varie entre 52% (Kim et al., 2001) à 85% (Cotman et Gotvajn 2010) pour différents types de lixiviats à différents dosages de réactifs Fenton. Cette dernière est fortement tributaire des conditions de réaction et la composition des lixiviats. Un rapport molaire approprié des réactifs Fenton et le pH initial sont les deux facteurs les plus importants pour atteindre une performance maximale d'élimination de la DCO. Dans l'ensemble, le processus Fenton est une technologie prometteuse pour des applications dans le traitement des lixiviats de décharge. Il peut atteindre une efficacité de traitement supérieure aux autres technologies physico-chimiques sensiblement la coagulation et l'adsorption sur charbon actif. Le processus est aussi économique par rapport à d'autres procédés d'oxydation avancée. Rivas et al. (2003) ont estimé les coûts de fonctionnement à peu près de 8×10^{-3} \$ US par m³ de lixiviat et une ppm de DCO éliminée.

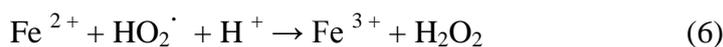
Contrairement à la filtration sur membrane et le processus de séparation associé, il n'ya pas de transfert de masse impliqués dans ce processus, ainsi les polluants ne sont pas transférés d'une phase à l'autre, mais sont complètement détruits par rapport au coût de l'électro-Fenton et procédé Fenton classique.

Selon les auteurs; Zhang et al. (2006), le processus électro-Fenton coûte 18 Yuan Chinois (environ l'équivalent de 2,64 USD) pour 1 kg de DCO éliminée. Tout processus Fenton conventionnel coûte presque le double du processus d'électro-Fenton, rendant ainsi le processus électro-Fenton plus possible à la fois en termes de coût et d'efficacité du traitement. Il ya certains inconvénients du processus à savoir la production de boues et les risques opérationnels de sécurité liés aux exigences élevées en acide mais ceux-ci peuvent être atténués par le choix des quantités optimales de réactifs Fenton et mettre en œuvre les mesures de sécurité. Le processus Fenton classique a un coût élevé de traitement en raison

d'une plus grande exigence pour les produits chimiques et l'élimination des boues finale, tandis que le procédé photo-Fenton et les processus électro-Fenton nécessitent un équipement plus cher et les besoins en énergie associée à l'utilisation de la lumière UV et de l'électricité. Par conséquent, il est essentiel de définir un ensemble de conditions dans lesquelles l'enlèvement maximum de matières organiques peut être réalisé par un de ces processus, ce qui peut être accompli en ajustant la quantité de fer ferreux et de peroxyde d'hydrogène (Umar et al., 2010).

A. Le procédé d'oxydation fenton

L'oxydation Fenton a été souvent étudiée pour le traitement des lixiviats de décharge maturés. Dans cette technologie d'oxydation avancée, sous pH optimum, les ions ferreux réagissent avec le peroxyde d'hydrogène pour générer le radical hydroxyle d'une manière très simple et rentable (Cortez et al., 2011 ; Gau et Chang, 1996; Gulsen et Turan, 2004; Lau et al, 2002; Lin et Chang, 2000; Lopez et al, 2004; Pala et Erden, 2004; Roddy et Choi, 1999; Wang et al, 2002 ; Kim et al., 2001). Le peroxyde d'hydrogène est ajouté aux eaux usées, en présence de sel ferreux, générant des espèces qui sont fortement oxydant à l'égard des composés organiques présents (Fenton, 1894). Les radicaux hydroxyles $\cdot\text{OH}$ (avec un potentiel standard d'oxydoréduction de $E^0=2.8\text{V}$) sont traditionnellement considérés comme des espèces oxydantes clés dans les processus Fenton (Barb et al, 1951. ; Yamazaki et Piette, 1991; Crini, 2007), bien que de hautes valences des espèces de fer et les radicaux alcoxy ($\text{RO}\cdot$) ont également été proposées (Sheldon et Kochi 1980 ; Rahhal et Richter 1988 ; Bossmann et al, 1998. ; Buda et al, 2001.). Le mécanisme radicalaire Fenton classique en l'absence de composés organiques comprend essentiellement la séquence des réactions suivantes.



Les radicaux hydroxyles sont générés rapidement par l'équation (1). Dans les réactions ci-dessus, les cycles de fer entre Fe^{2+} et Fe^{3+} jouent le rôle de catalyseur dans la décomposition de H_2O_2 en eau et O_2 selon l'équation 8:



Bien que Fe^{3+} peut être réduit en Fe^{2+} à travers l'équation (2), le taux est de plusieurs ordres de grandeur inférieure à la conversion de Fe^{2+} en Fe^{3+} par l'équation (1)

Il existe trois possibilités d'attaque des radicaux hydroxyles sur les composés organiques :

a) Arrachement d'un atome d'hydrogène (déshydrogénation)

Ce type de mécanisme est réalisé sur les chaînes hydrocarbonées saturées au niveau desquelles se créent des sites radicalaires attaqués par l'oxygène. Ce processus mène à la rupture homolytique d'une liaison C-H.



b) Addition électrophile sur une liaison non saturée (hydroxylation)

Cette addition donne naissance à des radicaux hydroxyalkyles ou hydroxyariles par attaque sur une chaîne linéaire éthylénique ou cyclohexadiényle lorsqu'il s'agit d'un noyau aromatique.



c) Transfert d'électrons (oxydoréduction)

Ce phénomène d'oxydation conduit à l'ionisation de la molécule. Ce mode d'action ne s'observe pas souvent avec les composés organiques. C'est un mécanisme qui vient après l'impossibilité des réactions par addition électrophile ou abstraction d'atomes d'hydrogène, il a lieu essentiellement par réaction avec les ions.



Les intermédiaires organiques produites peuvent continuer à réagir avec les radicaux hydroxyles et O_2 , conduisant ainsi à davantage de décomposition et la minéralisation même finale en eau et CO_2 (Deng et Englehardt., 2006).

Le dosage des réactifs Fenton déterminent, dans une large mesure, les coûts de fonctionnement du processus et l'efficacité d'élimination des composés organiques. Les concentrations de H_2O_2 , de Fe^{2+} et de leur rapport ainsi que le pH initial de la solution jouent un rôle important sur les radicaux hydroxyles ($\cdot OH$) produits lors du procédé (Deng et al., 2006).

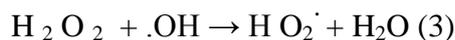
-Le pH : Une caractéristique essentielle du processus de Fenton est que le pH dans la gamme acide favorise fortement l'oxydation. Dans la gamme de pH 2,5 à 4,0, sauf ceux de Lau et al. 2001 ; Wang et al. 2000 ; Wang et al. 2009, les radicaux $\cdot OH$ sont plus efficacement générés en plus les ions Fe^{2+} et Fe^{3+} sont maintenus en solution (Kochany et Lipczynska-Kochany 2009). Un pH inférieur à l'optimum peut inhiber l'oxydation de trois façons : Tout d'abord, à des valeurs extrêmement basses de pH, le $[Fe(H_2O)]^{2+}$ formé réagit relativement lentement avec H_2O_2 , produisant moins de radicaux $\cdot OH$ (Gallard et al., 1998). Deuxièmement, l'effet de piégeage de H^+ sur $\cdot OH$ devient plus important à un pH inférieur (Tang et Huang 1996). Troisièmement, un faible pH peut inhiber la réaction entre Fe^{3+} et H_2O_2 (Pignatello, 1992). D'autre part, un pH supérieur à l'optimum, en particulier dans la plage neutre à alcaline, affecte la réaction d'oxydation en réduisant la production des radicaux $\cdot OH$. Cinq

mécanismes de cette inhibition ont été proposés. Tout d'abord, l'absence de H^+ peut inhiber la décomposition de H_2O_2 pour réduire la production de $\cdot OH$ (Walling, 1975). Deuxièmement, H_2O_2 se décompose rapidement en eau et en oxygène avec un pH supérieur à 5 (Meeker, 1965). En troisième lieu, le catalyseur ferreux est désactivé avec formation d'oxyhydroxyde ferrique à un pH supérieur à 5 (Bigda, 1995). Quatrièmement, dans des conditions neutres et alcalines, les principales formes de système de carbonate aqueux sont le CO_3^{2-} et HCO_3^- qui piègent les radicaux hydroxyles (Deng et Englehardt 2006). Enfin, le potentiel d'oxydation du radical $\cdot OH$ diminue avec l'augmentation du pH de $E_0 = 2,8 V$ à pH 0 à $E_{14} = 1,95 V$ à pH 14 (Kim et Vogelpohl 1998).

-La concentration de H_2O_2 : Un excès de H_2O_2 diminue l'efficacité d'élimination de la matière organique en raison de balayage de $\cdot OH$ par H_2O_2 , équation (3) (Shawna et al., 2013). Par ailleurs une dose excessive de peroxyde d'hydrogène génère un dégagement gazeux d' O_2 provoqué par auto-décomposition de l'excès de H_2O_2 , qui inhibe la sédimentation des boues (Deng et Englehardt, 2006; Lau et al. 2001; Kim et al, 2001) et peut être préjudiciable aux traitements biologiques ultérieur (Gogate et Pandit, 2004).

-La concentration de Fe^{+2} : En général, l'élimination des matières organiques augmente avec l'augmentation de la concentration de sel de fer. Cependant. En outre, un sel de fer en excès contribue à une augmentation du TDS et de la conductivité électrique de l'effluent, ainsi que de la quantité de boues de fer qui nécessite un traitement. Un dosage Excessive de sel de fer nécessite un traitement supplémentaire des effluents avant leur rejet dans les eaux réceptrices (Deng et al., 2006).

-Le rapport $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$: Le rapport de H_2O_2 et de Fe^{2+} est un paramètre important du procédé d'oxydation Fenton. Si l'un des réactifs n'est pas ajouté dans le rapport optimal, l'efficacité d'élimination de la matière organique diminue en raison de balayage de $\cdot OH$ soit par H_2O_2 ou de Fe^{+2} à travers les équations (3) et (4). Une revue des études antérieures montre que le rapport relatif optimal de H_2O_2 et Fe^{2+} est dans la plage de 0,5 à 60,7 (p / p) ou rapport molaire de 0,8 à 101,2. (Shawna et al., 2013; Umar et al., 2010)



B. Le procédé d'oxydation électro fenton

Dans le procédé électro-Fenton, le procédé Fenton et électro coagulation sont combinés pour augmenter la biodégradabilité des composés organiques présents dans les eaux usées à haute résistance. Une augmentation substantielle du pouvoir oxydant de H_2O_2 se déroule en

présence de processus Fenton à assistance électrique. La production accrue de radicaux hydroxyles, en présence de l'électricité assure une amélioration considérable de l'élimination des polluants. Récemment, les applications de la méthode électrochimique dans le processus Fenton, nommé électro-Fenton (E-Fenton), ont été signalées. Ces études pourraient être généralement divisées en plusieurs catégories. Dans la première, l'ion ferreux est appliquée de l'extérieur, et à la fois le peroxyde d'hydrogène et l'ion ferreux sont simultanément générés à la cathode, mais en se concentrant principalement sur la génération de peroxyde d'hydrogène sur différents matériaux de la cathode : sur la masse de mercure (Kusvuran et al., 2004), sur du feutre de carbone (Oturán et al., 2000), sur du carbone vitreux réticulé (Fockedeý et al., 2002), sur du graphite (Panizza et al., 2001), la fibre de charbon actif (Wang et al., 2005), une plaque d'acier inoxydable (Narayanan et al., 2003) ou carbone-PTFE (Boye et al., 2002). Dans la seconde catégorie, le peroxyde d'hydrogène est alors appliquée extérieurement, une anode sacrificielle de fer est utilisé comme source d'ions ferreux (Lin et al., 2000). Dans la troisième catégorie, le peroxyde d'hydrogène est appliquée de l'extérieur et de l'ion ferreux est électro généré via la réduction de l'ion ferrique ou des boues d'hydroxyde ferrique (Chou et al., 1999). Dans la quatrième catégorie, les deux ions ferreux et le peroxyde d'hydrogène sont électro générés à l'anode et la cathode.

Le processus E-Fenton inclut les avantages combinés de l'électrochimie et les méthodes de traitement Fenton, et chacune d'elle est une méthode de traitement efficace. Sous réaction de Fenton à assistance électrique, il y a production accrue de radicaux OH. et l'oxydation des matières organiques peut être améliorée (Liu et al., 2007).

Le processus électro-Fenton peut procéder par les réactions en chaîne suivantes (Neyens et al., 2003 ; Lee et al., 2008 ; Mohanty et al., 1993 ; Deng et al., 2006 ; Liu et al., 2007 ; Guinea et al., 2008):



Les radicaux hydroxyles sont également générés à la surface d'une anode de surtension élevée en oxygène à partir de l'oxydation de l'eau:



L'éq. (1) se propage à partir de la régénération de l'ion ferreux principalement par la réduction de l'espèce ferriques produites avec du peroxyde d'hydrogène:



Également l'ion ferrique produit à partir de l'équation (1) peut être réduit en ion ferreux par régénération électrochimique de Fe^{2+} sur la surface de la cathode:



En outre, les ions ferreux peuvent aussi être rapidement détruits par les radicaux hydroxyles:



Les radicaux hydroxyles produits réagissent rapidement avec la plupart des composés organiques, soit par addition à une double liaison ou par abstraction d'un atome d'hydrogène à partir de molécules organiques aliphatiques:



Les radicaux organiques résultant réagissent alors avec l'oxygène pour initier une série de réactions d'oxydation conduisant à la minéralisation des matières organiques pour produire du CO_2 et H_2O . Bien que les procédés d'oxydation avancée aient leurs avantages, le problème de l'E-Fenton est la demande d'énergie électrique élevée, ce qui entraîne des coûts d'exploitation élevés. La minimisation de ces coûts par l'optimisation des autres conditions de réaction, comme le pH opérationnel, le rapport molaire $[\text{H}_2\text{O}_2] / [\text{Fe}^{2+}]$, densité de courant et le temps de réaction par conséquent, sont très importants.

C. Procédé Photo-Fenton :

En plus des ions ferreux, le procédé peut être boosté par les rayons ultra-violets, qui, sont connus pour leur pouvoir d'une part de former les radicaux hydroxyles (Kurniawan et al., 2006), et de régénérer d'autre part les ions Fe^{2+} , en passant par l'oxalate. On peut songer à minimiser la quantité du FeSO_4 rien qu'avec les rayons solaires (Kurniawan et al., 2006).

4.2.3. Traitement membranaires :

A. Osmose inverse.

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses dans le traitement des lixiviats. En effet, plusieurs études effectuées à la fois à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats (Linde et al., 1995 ; uschikoshik et al., 2000). Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds sont respectivement supérieurs à 98 et 99%. A partir de 1984, les modules tubulaires et spiraux ont été les premiers utilisés pour le traitement des lixiviats. Une technologie innovante a été introduite sur ce marché en 1988 avec un grand succès, c'est le disque-tube-module (DT-module) mis au point par Pall-Exekia (Renou et al., 2008). En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients qui sont : la faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane (chook et al., 1996). Autre limitation de l'osmose inverse est la forte consommation d'énergie. Peter a précisé que le coût de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du coût de traitement (Peter, 1999).

B. Nanofiltration (NF)

En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats. Ce procédé a la capacité d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da (Linde et al., 1995 ; Chaudhari et al., 2010) ainsi que les substances inorganiques par le biais des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 Da (Pronost et al., 2000). Elle a été utilisée en combinaison avec des méthodes physiques et il s'est avéré que les résultats obtenus sont satisfaisants. En effet, le taux d'abattement de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80% (Trebouet et al., 2001). Toutefois, la réussite de la technologie des membranes nécessite un bon contrôle contre le colmatage. En effet, lors du traitement des lixiviats, les composés présents dans la matrice comme la matière organique et inorganique dissoute et les particules en suspension peuvent colmater la membrane.

C) Ultrafiltration :

Les membranes d'ultrafiltration, de structure plus lâche (asymétrique ou composite), ne permettent plus de rejeter que les solutés les plus grossiers (macromolécules) et a fortiori tous éléments particuliers tels que les virus et bactéries. Elles sont communément caractérisées par leur "point de coupure": 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 (Degremont ,2005).

4.2.4. 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'abattement 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 (Proux, 2008).

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 montrées que l'eau comportant des nitrates, des fluorures ou du plomb par exemple peut être potabilisée par ce procédé (Holt et al., 2005 ; Savas Koparal et al., 2002)

L'électrocoagulation (EC) résulte de l'interaction de trois technologies fondamentales qui sont : l'électrochimie, la coagulation et la flottation (Holt et al., 2005). Elle est basée sur le fait que la stabilité des colloïdes, suspensions et émulsions, soit influencée par les charges électriques (Szpyrkowicz, 2005). 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 floes 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) (Mollah et al., 2001).

4.2.4. 1. Théorie de l'électrocoagulation

L'EC est un procédé complexe impliquant plusieurs phénomènes physiques et chimiques qui utilisent des électrodes consommables (sacrificielles) pour fournir des ions dans l'effluent d'eau. Trois étapes successives principales sont impliquées durant l'EC (Savas Koparal, 2002) :

- 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 floes.

Le mécanisme de déstabilisation des contaminants, suspension particulaire et rupture des émulsions peut être résumé comme suit (Savas Koparal et al., 2002) :

- 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 floe : le floe formé suite à la coagulation crée les boues qui piègent et relient les particules colloïdales restant dans le milieu aqueux.

4.2.4. 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 (Holt et al., 2005). Le schéma du procédé d'électrocoagulation est illustré par la figure 4.4.

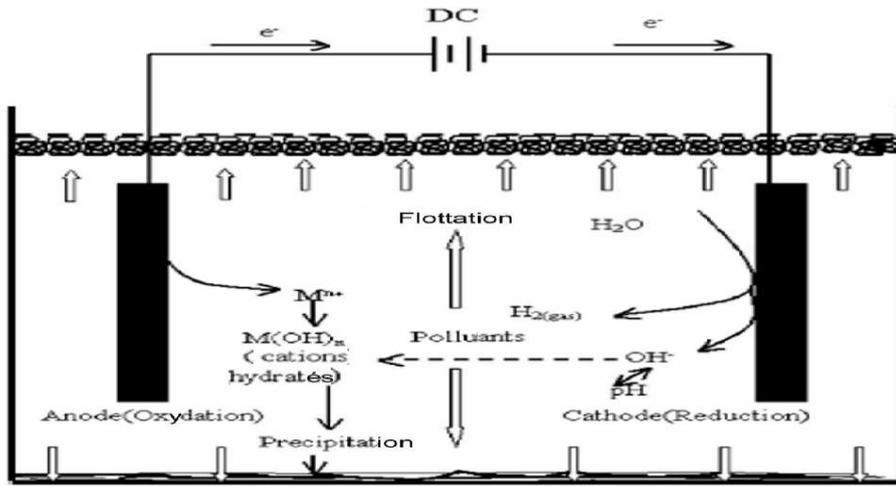


Figure 4.4 : Schéma du procédé d'électrocoagulation

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

- à l'anode :
$$M_{(s)} \rightarrow M^{n+}_{(aq)} + ne^{-}$$
$$2H_2O_{(l)} \rightarrow 4H^{+}_{(aq)} + O_2 + 4e^{-}$$
- à la cathode :
$$M^{n+}_{(aq)} + ne^{-} \rightarrow M_{(s)}$$
$$2H_2O_{(l)} + 2e^{-} \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^{-}$$

Les gaz produits aux électrodes peuvent entraîner la flottation des matières coagulées (Mollah et al., 2001)

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 (Holt et al., 2002).

4.3. Rejets en station d'épuration urbaine :

Le traitement des lixiviats dans une station d'épuration urbaine peut également être envisagé. Le transport de ces derniers s'effectue alors le plus souvent par citernes. On peut également les rejeter directement dans le réseau, après avoir effectué dans certains cas un prétraitement. Remarquons que lorsque les lixiviats sont pris en charge par une station d'épuration urbaine, ceux-ci ne représentent qu'une faible charge supplémentaire de pollution azotée et carbonée pour la station (Desachy, 2000).

En cas de rejet de ces effluents dans le milieu aquatique, les effluents doivent respecter les valeurs limites suivantes (tableau 4.2) :

Tableau 4.2 : Valeurs limites des lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel (Billard, 2001; Joradp, 2006)

Paramètres	Valeurs limites (Billard, 2001)	Valeurs limites (Joradp, 2006)
Température	30	30
Ph	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
DCO (mg/l)	120	120
DBO ₅ (mg/l)	35	35
MES (mg/l)	35	/
Azote global (mg/l)	30	/
Azote ammoniacal (mg/l)	20	/
Phosphore total (mg/l)	10	/
Pb (mg/l)	0,5	/
Cr (mg/l)	0,5	/
Cd (mg/l)	0,2	0,2
Hg (mg/l)	0,01	/
Cu (mg/l)	0,5	0,5
Fe (mg/l)	3	3
Métaux totaux (mg/l) Pb, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Sn, Cd, Hg, Fe, Al	15	

4.4. Combinaisons de traitements

L'hétérogénéité, la composition changeante d'une saison à une autre et d'une région à une autre, font des lixiviats de décharges des eaux très difficiles à traiter, c'est pour cela qu'un traitement à lui seul peut être insuffisant, d'où le besoin de combiner deux ou plusieurs traitements afin de dépolluer au mieux ces eaux.

Le Tableau 4.3 résume la différence de l'efficacité de certains traitements physico-chimiques appliqués individuellement et lorsqu'ils sont combinés.

4.5. Choix de la filière de traitement :

Il existe de nombreuses techniques de traitement applicables aux lixiviats de décharge, mais chacune d'elles est adaptée à un type de percolât. Plusieurs études ont confirmé que:

- Les différentes techniques sont complémentaires et ont des efficacités spécifiques;
- La mise au point d'une méthodologie de diagnostic permet de définir la ligne de traitement la mieux adaptée pour un lixiviat donné et de prévoir l'efficacité spécifique de chacune des étapes du traitement.

Cette méthodologie a été appliquée à une trentaine de lixiviats différents. La synthèse des résultats confirme la classification des percolât en trois familles principales pour lesquelles a été définie une filière de traitement (tableau 4.4) (Ozanne, 1990).

Tableau 4.3 : Efficacité de certains traitements uniques et combinés (Kurniawan et al., 2006)

Traitement unique	Résultat	Traitements combinés	Résultats
Coagulation	- 43% de DCO	+ oxydation par le H ₂ O ₂	- 73% de DCO
		+ ozonation	- 78% de DCO
		+ ozonation + stripping ammonium	- 48% de DCO - 100% de NH ₄ ⁺
		+ nanofiltration	- 80% de DCO
		+ photo oxydation (UV)	- 64% de DCO
Osmose inverse	96 % de DCO	+boue activée	- 99% de DCO
		+ évaporation	- 88% de DCO
Nanofiltration	>65% de DCO	+ coagulation	- 80% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	- 97% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	- 99% de DCO
		+ozonation	
Ultrafiltration		+ adsorption	- 97% de DCO
Adsorption sur charbon actif		+ nitrification	- 55% de DCO - 93% de NH ₄ ⁺
		+ précipitation (chaux) + traitement aérobie	- 92% de DCO
Ozonation		+ adsorption	- 90% de DCO

Tableau 4.4 : Classification des lixiviats (Ozanne, 1990)

I	II	III
PH < 6,5 Charge organique élevée dont 70 à 90 % dus aux AGV DBO/DCO > 0,3 Traitement proposé : (prétraitement) aération prolongée coagulation-floculation	6,5 < PH < 7,5 charge organique peu élevée dont 10 à 30 % dus aux AGV 0,3 > DBO/DCO > 0,1 Traitement proposé : (prétraitement) aération prolongée coagulation -floculation	PH>7,5 Pas d'AGV DBO/DCO < 0,1 Traitement proposé : coagulation-floculation traitement de finition charbon actif

Le tableau 4.5 résume tous les procédés de traitement des lixiviats ainsi que leurs avantages et inconvénients.

Tableau 4.5 : Avantages et inconvénients des différents procédés (Billard, 2001)

	Procédés	Avantages	Inconvénients	Sous-produits
Procédés biologiques	Lagunage aéré	Elimination de la DBO ₅ et de l'azote.	Dénitrification difficile, Encombrement important.	Boues biologiques en excès.
	Boues activées	Elimination de la DBO ₅ et de l'azote global.	Consommation énergétique pour l'apport de l'oxygène.	Boues biologiques en excès.
	Bioréacteur à membranes	Elimination de la DBO ₅ , azote, DCO résiduelle, MES, bactéries, virus. Faible encombrement.	Consommation énergétique.	Boues biologiques en excès.
	Cultures fixée	Elimination de la DBO ₅ et de l'azote. Faible consommation énergétique.	Faible rendement épuratoire.	
Procédés physico-chimiques	Coagulation-floculation	Débit de traitement. Réduction de 40 à 50 % de la DCO dure. Agglomération des MES.	Production importante de boues (20 % du volume traité).	Boues
	Précipitation	Précipitation des métaux, diminution des MES, élimination d'une partie de la matière organique.	Production de boues d'hydroxydes métalliques.	Boues
	Filtration sur charbon actif	Elimination de la DCO résiduelle, réduction des organo-halogénés et de la couleur.	Renouvellement des absorbeurs.	
	Ozonation (H₂O₂ ET/OU UV)	Elimination de la DCO, décoloration et augmentation du caractère biodégradable.	Sensibles aux variations de charges. Consommation énergétique.	
Procédés thermiques et membranaire	Evaporateur	Concentration maximale de la pollution. Utilisation de biogaz.	Dissipation partielle à l'atmosphère. Dépend de la qualité et de la quantité du biogaz.	Concentrât
	Evapocondensateur	Concentration maximale de la pollution et condensation des vapeurs. Utilisation du biogaz.	Dépend de la qualité et de la quantité du biogaz.	Concentrât
	Sécheur isoflash	Elimination de la charge polluante du lixiviat. Utilisation du biogaz.	Consommation énergétique.	Extrait sec pulvérulent.
	Nanofiltration	Rétention de la DCO dure, des sels et des métaux.	Coût parfois très élevé. Dépendance à un «tiers traiteur».	Rétentats de nanofiltration.
	Osmose inverse	Rétention de la DCO dure, des sels, des métaux et des nitrates.		Rétentats d'osmose (saumures).
Autres	Traitement en station d'épuration externe	Pas d'investissement sur site.		

Conclusion :

Les lixiviats, de par leur nature liquide et leur composition, sont une source concentrée de polluants. Le plus grand risque est la contamination de la nappe phréatique.

Ce chapitre montre que chaque procédé est efficace pour un type spécifique de pollution en ce qui concerne le traitement des lixiviats de décharges, par exemple :

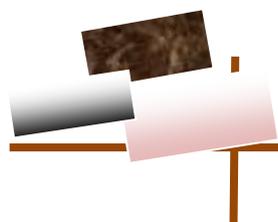
- La coagulation-floculation permet d'éliminer les matières en suspension.
- L'adsorption sur charbon actif est très efficace en ce qui concerne la diminution de la

couleur et de la turbidité.

- La nanofiltration permet de diminuer la concentration des métaux lourds.

Tous ces traitements sont efficaces à des degrés différents, mais l'hétérogénéité de la composition des lixiviats de décharges exige une combinaison de plusieurs procédés. Les facteurs principaux influençant le choix d'un traitement sont :

- Son efficacité.
- Son coût.
- La facilité de sa mise en œuvre.



PARTIE 2

MATERIEL ET METHODES

2. MATERIELS ET METHODES

Dans cette partie dédiée à la méthodologie expérimentale, nous décrivons les sites et mode de prélèvement, les méthodes utilisées pour la caractérisation des lixiviats ainsi que les différents procédés utilisés pour le traitement de ces effluents.

2.1. Site et points de prélèvement

Le CET de Ouled Fayet a été conçu pour accueillir un total de 3.000.000 Tonnes de déchets pour une durée de vie estimée à 10 ans. Les lixiviats étudiés ont été prélevés à partir de trois sites P1, P2 et P3 (figures 2.1, 2.2, 2.3 et 2.4). Le point P1 se situe à la sortie du système de drainage vertical du biogaz du casier n°1. Ce point qui était sensé servir à l'évacuation du biogaz formé est devenu un exutoire de lixiviat. 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). Le site P3 constitue le bassin de décantation du casier n°5.

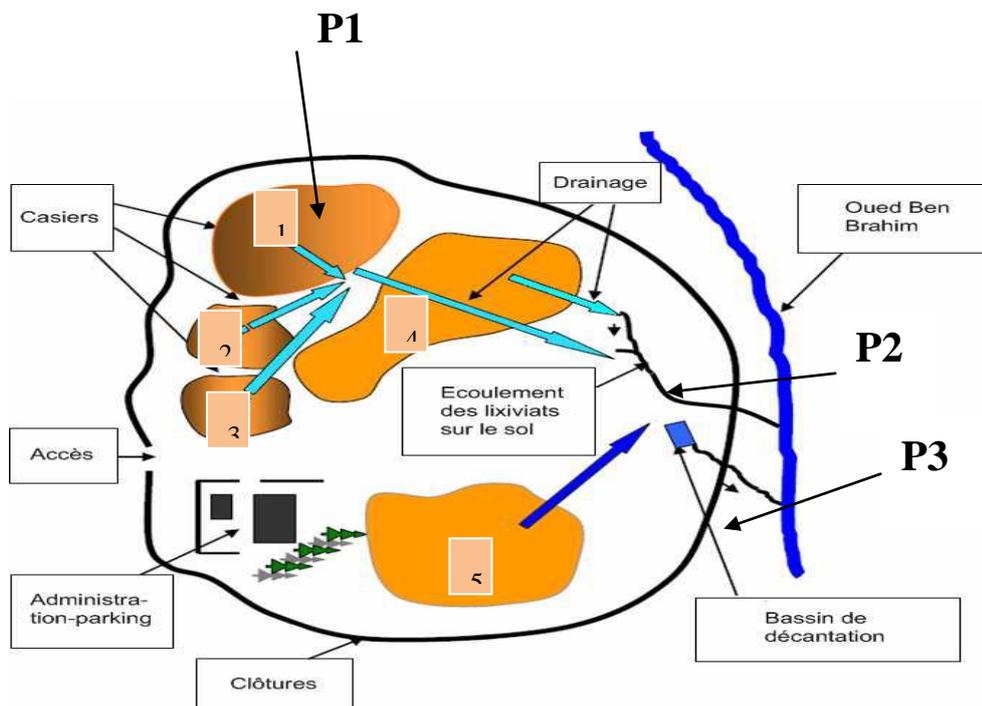


Figure 2.1 : Site de prélèvement P1, P2 et P3 au niveau du CET d'Ouled-Fayet.



Figure 2.2 : Point de prélèvement P1 (drain du biogaz, casier 1)



Figure 2.3 : Point de prélèvement P2 (drain collecteur, casiers 1, 2, 3 et 4)



Figure 2.4 : Point de prélèvement P3 (Bassin de décantation, casier 5)

Le tableau 2.1 résume les caractéristiques des points de prélèvement, périodes d'échantillonnage des lixiviats et les procédés de traitement utilisés

Tableau 2.1 : Caractéristiques des points de prélèvement, périodes d'échantillonnage des lixiviats et procédés de traitement utilisés

Points de prélèvement	Casiers déversant	Période d'exploitation du casier		Périodes d'échantillonnage	Nombre d'échantillons prélevés	Procédés de traitement utilisés	
P1	1	2002-2004		2007-2011	28	-Coagulation et électrocoagulation	
P2	1, 2, 3 et 4	2002 à 2013	Casier1	2002-2004/2013	2007-2013	20	-Combinaison de la coagulation et l'oxydation Fenton -Oxydation Fenton et électro-Fenton
			Casier2	2003-2004			
			Casier3	2004-2007			
			Casier4	2010-2012			
P3	5	2007 -2009		2008-2011	23	Combinaison de traitement par boues activées et oxydation Fenton	

2.2. Mode de prélèvement et méthodes de caractérisation des lixiviats

Les lixiviats sont collectés dans des flacons en polyéthylène préalablement rincés 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 dès réception des lixiviats, au niveau des laboratoires suivants (selon la disponibilité des moyens d'analyse)

- Laboratoire pédagogique du département Génie d'Environnement ENP.
- Laboratoire pédagogique du département Génie de l'environnement UMBB.
- Laboratoire central de la SEAAL à Kouba.
- Laboratoire de l'office Nationale d'assainissement Berraki

Les paramètres physico-chimiques pour caractériser les lixiviats d'Ouled Fayet ont été analysés selon les protocoles normalisés AFNOR et ISO, Les produits chimiques utilisés au cours de cette étude sont de qualité analytique. Le Tableau 2.2 résume les paramètres de pollution étudiés et les techniques analytiques correspondantes utilisées.

comporte des terrains marneux ou argileux

Tableau 2.2 : Paramètres de pollution étudiés et technique analytique utilisée

Paramètres	Méthode	Référence
Turbidité	Mesure directe avec turbidimètre	/
pH	Mesure directe avec pH-mètre	/
P redox	Mesure directe avec pH-mètre	/
Conductivité	Mesure directe avec conductimètre	/
Température	Mesure directe avec thermomètre	/
DCO	Oxydation par le bichromate +spectrophotométrie	Standard Methods
DBO ₅	Respirométrie	NFT 90-103
COT	Combustion catalytique	NF ISO 10694
Nitrate	Spectrophotométrie d'absorption moléculaire	ISO 7890-3 et NFT 90-045
Nitrite	Spectrophotométrie d'absorption moléculaire	ISO 6777-1984
O-phosphates	Spectrophotométrie d'absorption moléculaire	ISO 6878/1-1986
Ammoniaque	Spectrophotométrie d'absorption moléculaire	ISO 7150/1-1984
NTK	Minéralisation, distillation, titrage	
Sulfates	Turbidimétrique	Méthode Allemande élaborée par le laboratoire agréée de la SEAAL
MES/MVS	Différence de poids	NFT 90-015
Résidu sec	Différence de poids	NF T90-029
Chlorures	Titration	NF T 90 – 014
Ca ²⁺ et Mg ²⁺	Titration	ISO N°6058 OU NF T90-003
Métaux lourds	Spectroscopie d'absorption atomique	ISO N° 82-88

-Détermination Demande chimique en oxygène (DCO)

Principe :

Oxydation chimique des matières réductrices par un excès de K₂Cr₂O₇. Cette oxydation se réalise en milieu acide (H₂SO₄), en présence de sulfate de mercure comme catalyseur (HgSO₄), à ébullition à reflux pendant 2 heures dans un ballon ou un tube muni d'un réfrigérateur.

-Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène

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.

-Dosage des MES par centrifugation

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.

-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)***

-Dosage Des Nitrites (NO₂⁻)

Principe :

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

-Dosage de l'azote ammoniacal (NH_4^+)

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.

-Dosage des nitrates (NO_3^-)

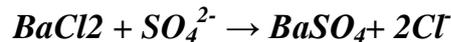
Principe :

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

-Dosage Des Sulfates

Principe :

Les ions sulfates sont précipités et passés à l'état de sulfate de baryum en présence de $BaCl_2$.



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

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.

-Détermination du calcium (Ca^{2+}) et du magnésium (Mg^{2+})

Principe :

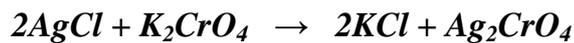
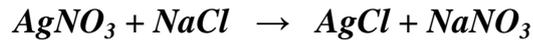
Titrage molaire des ions calcium et magnésium avec une solution de sel di-sodique de l'acide éthylène-diamine-tétra-acétique (EDTA) à pH10. Le noir d'ériochrome T, qui donne une couleur rouge foncé ou violette en présence des ions calcium et magnésium, est utilisé comme indicateur.

-Détermination des chlorures (Cl)

NF T 90 - 014

Principe :

Réaction des ions chlorure avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromates qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le Ph est maintenu entre 5 et 9.5 afin de permettre la précipitation.



Dosage des métaux

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).

2.3. Dispositifs expérimentaux utilisés pour le traitement des lixiviats

Selon l'âge des lixiviats, divers procédés de traitements ont été appliqués, les conditions opératoires des différents procédés sont détaillées dans les points suivants :

2.3. 1. Coagulation /Floculation

Un Jar test à 6 postes a été utilisé (figure 2.5). Les essais sont réalisés sur 500 ml de lixiviat, le pH est ajusté par ajout d'acide sulfurique. Le traitement est réalisé en trois phases successives:

- *Une phase initiale avec une agitation rapide de 300 tr/min pendant une minute : C'est dans cette phase où a lieu l'ajout du coagulant FeCl₃.6H₂O de concentration 200 g/l.*
- *Une phase lente où la vitesse d'agitation est réduite jusqu'à 50 tr/min pendant 20 minutes : C'est le temps de réaction.*
- *Et une phase finale de repos d'une heure : Elle correspond à la décantation des floes. Le prélèvement du surnageant se fait ensuite à l'aide d'une seringue à 1cm de l'interface air-eau, cet échantillon prélevé servira à la caractérisation des lixiviats ainsi traité.*



Figure 2.5: Photo illustrant l'essai de coagulation sur jar-test

2.3.2. Traitement par oxydation Fenton

Les essais de traitement sont réalisés sur Jar test sur un volume de 500 ml de lixiviat. Le pH est ajusté par ajout d'acide sulfurique. Le procédé comprend deux étapes successives :

- Une première phase de réaction qui dure 2h, où la vitesse d'agitation est maintenue à 300tr/min, et ce afin de réaliser un réacteur parfaitement agité en batch. Dès que le jar-test est lancée, on ajoute simultanément le réactif de Fenton H_2O_2 à 50% ($d=1,9$) et le catalyseur $FeSO_4 \cdot 7H_2O$.
- Une deuxième phase de repos de 45 min qui permet la décantation des sels (notamment les sels ferriques) formés lors du processus.

Par la suite, un surnageant de 50 ml est prélevé pour évaluation du taux d'épuration. Le paramètre de suivi et d'optimisation est la DCO.

2.3. 3.Traitement biologique par boue activée

Pour ce traitement, des béchers de 1 litre ont été utilisés comme réacteur biologique. Le mélange du lixiviat à traiter avec les boues activées est assuré d'une part, par un agitateur magnétique à vitesse de 250 tours/min, et d'autre part par l'injecteur d'air de marque « CHAMPION CX-0088 », qui assure en même temps l'apport d'air nécessaire à un débit de 44 ml /min. L'essai est conduit à une température ambiante au voisinage de 28 °C. La carence en phosphore est satisfaite par l'ajout de KH_2PO_4 , en respectant le rapport $DCO/P < 150$ (ajout

de 0,800 g de KH_2PO_4 à 800 ml du lixiviat). Les boues activées ont été prélevées à la STEP de Ain Benian (bactéries adaptés à la biodégradation d'effluent domestique), ces dernières se caractérisent par des $\text{MES}=2,02$ (g/l) et $\text{MVS}=52$ %.

Afin de maintenir en vie ces boues, nous les avons soumis à une agitation permanente. La figure 2.6 présente le dispositif expérimental du procédé de traitement par boue activée.



Figure 2.6 : Installation de traitement biologique par boues activées

2.3. 4 Traitement par électrocoagulation :

Le réacteur utilisé est une cellule d'électrocoagulation d'une géométrie cylindrique et d'une capacité volumétrique de 1 litre (bêcher en verre qui permet d'effectuer le suivi visuel du processus d'électrocoagulation). Nous avons conçu cette cellule d'électrocoagulation en la dotant d'un filtre qui permet de piéger les floes formés par mécanisme de flottation au cours de l'électrocoagulation (Figure 2.7). Les deux électrodes utilisées sont en fer d'une surface active de 29 cm^2 . Le générateur de tension est de marque *Thurlby* Thandar Instruments. Le traitement dure 2 heures, pour le suivi de la DCO, on prélève quelques millilitres du surnageant.

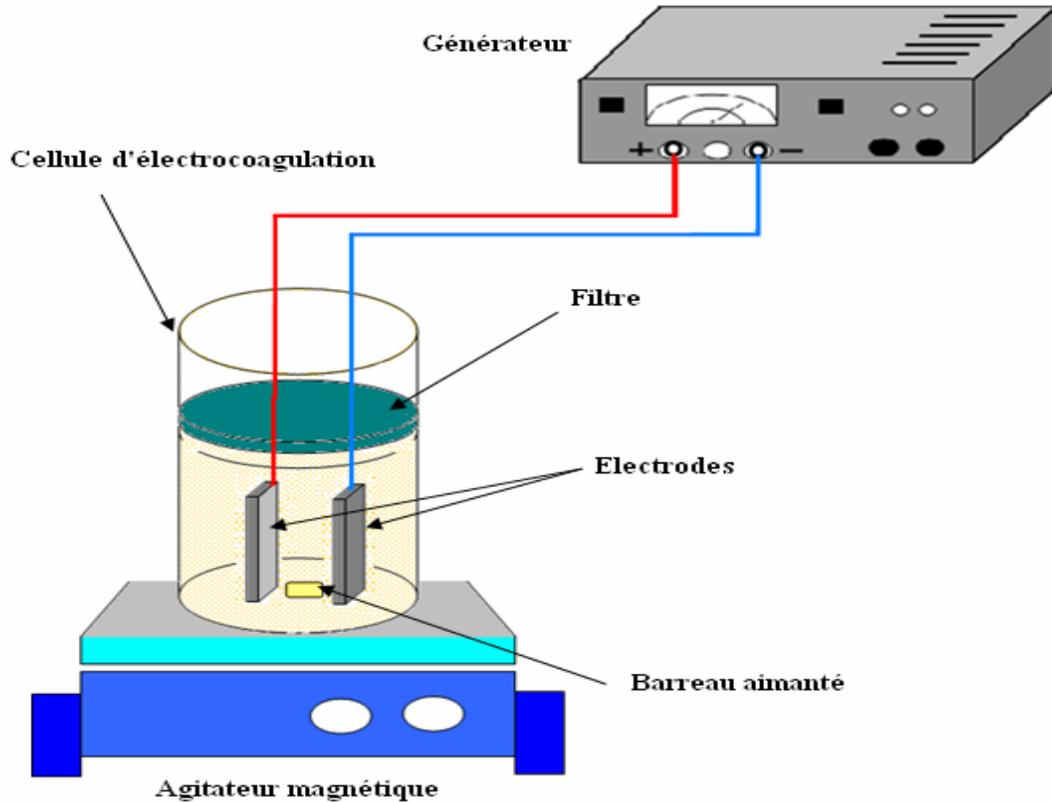


Figure 2.7 : Dispositif expérimental du traitement du lixiviat par électrocoagulation

2.3. 5. Traitement par électro-Fenton

Le réacteur est un bocal en verre de 1 litre dont lequel plongent deux électrodes en fer d'une surface active de 30 cm^2 , séparées par une distance inter-électrodes $e = 1,7 \text{ cm}$ (Figure 2.8 et 2.9). Le générateur de courant est de type *Thurlby Thandar Instruments*. Les essais sont réalisés sur 500 ml de lixiviat. Le pH est ajusté par ajout d'acide sulfurique pur à 98%. Avant de plonger la cellule d'électro-fenton et de l'alimenter en courant, le réactif H_2O_2 30%, $d=1,11$ et le catalyseur $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ sont ajoutés sous agitation de 200 tr/mn, le traitement dure 2 heures. Pour le suivi de la DCO, on prélève quelques millilitres du surnageant.



Figure 2.8 Dispositif expérimental pour l'électro-Fenton

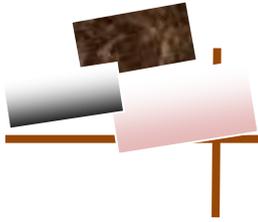


Figure 2.9 : Cellule d'électro-Fenton (Anode + Cathode en fer)



PARTIE 3

RESULTATS ET INTERPRETATIONS



CHAPITRE I

POLLUTION VEHICULEE PAR LES LIXIVIATS

L'estimation des risques de pollution souterraine par les lixiviats du CET d'Ouled Fayet ainsi que leur mode de traitement dépendent de leur composition chimique et leur évolution dans le temps. Aussi, nous nous attacherons dans ce chapitre à déterminer la charge polluante associée aux lixiviats produits dans ce CET et prélevés en différents point de celui-ci.

Les analyses des paramètres de pollution que nous avons effectués sur les lixiviats prélevés ponctuellement sur la période allant de 2007 à 2013, sont axées sur l'évaluation de la charge organique, de la biodégradabilité, de la salinité, et sur la recherche d'une éventuelle présence d'éléments toxiques.

I.1. Caractérisation des lixiviats d'Ouled Fayet :

Lors du suivi de l'évolution temporelle des lixiviats au point P1 du CET d'Ouled Fayet, 28 échantillons ont été prélevés durant la période allant de 2007 à 2011. Le tableau I.1 présente les résultats de la caractérisation approfondie des échantillons de lixiviat recueillis à partir du casier 1 qui a été mis en exploitation de 2002 à 2004. Les résultats obtenus montrent qu'à l'exception de certains paramètres comme la conductivité et les nitrates qui ont fortement diminué, la composition des lixiviats n'a pas présenté une grande variabilité au fil des années. Globalement, le lixiviat présente un pH légèrement alcalin, une DCO très élevée (de 6 à 8 g O₂/l). Avec la DBO₅ mesurée, on obtient un ratio de DBO₅ / DCO allant de 0,04 à 0,20. D'après ces caractéristiques, Il s'agit d'un lixiviat en voie de stabilisation (Li et al., 2010).

En plus des composés organiques, le lixiviat véhicule une forte charge minérale et ammoniacale. Il est également riche en certains métaux lourds, particulièrement le Fe, Ni et Cd provenant des déchets enfouis et qui dépassent largement les normes algériennes.

Ainsi et de part sa composition, ce type de lixiviat âgé est normalement réfractaire pour des processus de biodégradation classique. Un traitement physico-chimique est à préconiser.

L'étude du lixiviat au niveau du point P2 a porté sur 20 échantillons prélevés entre 2007 et 2013. Les caractéristiques des échantillons recueillies au cours de cette période sont résumées dans le tableau I.2.

Les teneurs des différents paramètres analysés montrent qu'on a une composition relativement différente de celle du lixiviat P1 (casier 1).

Résultats et interprétations

Tableau 1.1 : Teneurs des différents paramètres de pollution des lixiviats au point P1

Paramètres	Année 2007		Année 2008		Année 2010		Année 2011		Normes (JORA, 2006)
	Intervalle de variation	Moyenne	Intervalle de variation	Moyenne	Intervalle de variation	Moyenne	Intervalle de variation	Moyenne	
Couleur		Marron		Marron		Marron clair		Marron clair	
Odeur		Naus.		Naus.		Naus.		Naus.	
Tempér. (°C)	21,4-24,7	23,4	15-24	19,3	12,8-22,6	17,7	17,1-21,8	19,5	30
pH	7,4-8,1	7,8	7,4-8,5	7,7	7,6-7,7	7,7	7,8-7,9	7,9	6,5-8,5
P. redox (mV)	/	/	/	/	-43,3 à -38	-40,45	-57 à -52	-54,3	/
Conductivité (ms/cm)	120,7-162,8	149,8	24-40	35	7,7-35,3	19,2	32,5-35,8	34,1	/
DCO (mg d'O ₂ /l)	4068-8640-	5944,9	1920-6240	4117	7515-9073	8294,3	5492,5-5644,8	5576,5	120
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	594- 775	656,8	700-2400	694,1	931-1605	1270	75-243	196	35
DBO ₅ /DCO	0,08-0,18	0,14	0,13-0,52	0,24	0,12-0,19	0,15	0,01- 0,05	0,04	/
NO ₃ ⁻ (mg/l)	346,1- 4678	1818,2	509-982	683	29-36,2	32,9	19-38	29,5	/
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,55-1,37	1	16- 60,9	42	3,5-7	4,9	5,5-7,3	6,6	/
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	36,1-46,6	39,9			115-220	156,1	99-148	125	/
NH ₄ ⁺ (mg/l)	3206,4-3540,9	3232	713-2808	1560	3456-4683	4051,6	7000-39000	27830	/
NTK (mg/l)	2396,8- 4592	3655	/	/	4390-6204	5297			30
SO ₄ ⁻² (mg/l)	40,01-46,7	43,4			549-758	657,8	375,6-493,8	432	/
MES (mg/l)	500-1100	775	554-3770	2040	675-1186	972,8	953,5- 1612	1380	35
MVS (mg/l)	36-500	36,2	/	/	200-771	492,1	237,2-937,7	657,4	/
Résidu sec (g/l)	/	/	/	/	15,4-20,7	17,8	12,1- 14,3	13,4	/
Cl ⁻ (mg/l)	/	/	/	/	1846-7810	4816,9	3725-4517	4116	/
COT	/	/	/	/	/	/	919,8-1296,8	1080,3	/
Al (mg/l)	/	/	/	/	/	/	3,2-4,6	4,1	3
Fe (mg/l)	1,3-5,9	4,5	/	/	/	/	20-166	69	3
Pb (mg/l)	0,11-0,17	0,14				/			
Cd (mg/l)						/	56-5,1	5	0,2
Cu (mg/l)						/	1,4-1,7	1,6	0,5
Zn (mg/l)	0,1-0,3	0,2		/	/	/	2-3	2,3	3
Ni (mg/l)	/	/	/	/	/	/	19-24	21,5	0,5
Co (mg/l)	/	/	/	/	/	/	10-12	11	

Le percolât P2 qui évolue très peu dans le temps, présente un pH basique (pH supérieur à 8,0), une teneur moyenne en DCO variant de 3278-4886 mg O₂/l, une faible DBO₅ et un ratio de DBO₅ / DCO compris entre 0,07 et 0,22. De par sa composition globale, ce lixiviat peut être définie comme étant un lixiviat partiellement stabilisé. Plusieurs auteurs attribuent de pareils lixiviats à cette catégorie (Rivas et al. 2004; Amokrane et al. 1997 ; Millot, 1986 ; Ramade, 1998). Pour ces lixiviats non biodégradables, l'utilisation d'un traitement biologique en tant que technique de purification unique ne peut être envisagée. Comme pour le lixiviat P1, la pollution minérale et azotée est très élevée, le NTK dépasse le niveau de 5g/l. Les métaux Fe,

Résultats et interprétations

Al, Cd, Cu et Ni, Zn et Co identifiés dans le lixiviat se retrouvent à des concentrations typiques de déchets urbains non triés. Par ailleurs, nous avons constaté que pour les mesures réalisées pendant l'année 2013, la DCO a atteint en moyenne 12,24 g O₂/l due au déversement de déchets frais dans le casier 1 après sa fermeture en 2004 et d'autre part, une teneur en fer total élevée de 294,7 mg/l.

En ce qui concerne le site P3 recevant les effluents du récent casier 5, les analyses ont porté sur 23 échantillons de lixiviat frais. Les caractéristiques physico-chimiques des lixiviats suivis sur 4 années sont présentées en tableau I.3.

Durant la deuxième année d'exploitation du casier (année 2008), les paramètres de la pollution véhiculée par le lixiviat indiquent qu'il s'agit d'un lixiviat jeune. Il se caractérise par un pH acide de 6,1, une DCO et DBO₅ très élevées donnant un rapport DBO₅/DCO de 0,55. Cet état correspond à l'étape acidogénèse avec formation d'acides gras.

Par la suite et au-delà de plus de deux années d'exploitation du casier, on note une nette évolution dans la composition du lixiviat. Le pH augmente, la DCO, la DBO₅ et le rapport DBO₅/DCO diminuent nettement. Il y a biodégradation accrue des composés organiques jusqu'à la phase de stabilisation. On remarque par ailleurs, que dans ce casier la conductivité augmente avec l'âge du stockage des déchets. Une telle observation a été également faite par certains auteurs (Trankler et al. 2005; Visvanathan et al. 2007).

A l'issue de cette étude sur la composition des lixiviats, on montre la complexité de la maîtrise de la charge polluante véhiculée par les lixiviats et son évolution temporelle. Il n'y a pas une composition, mais des compositions. Le problème est d'autant plus difficile qu'à Ouled Fayet, le drainage des lixiviats à partir des casiers n'est pas clairement délimité. On retrouve des écoulements secondaires qui n'auraient pas dûs exister et qui perturbent la composition du lixiviat. Malgré ces difficultés, on retrouve globalement les tendances régissant les phénomènes biologiques qui régissent la dégradation des déchets et on peut classer les lixiviats étudiés selon la catégorie usuelle: lixiviat jeune, intermédiaire et stabilisé. De cette classification découle la technique de traitement à préconiser.

Résultats et interprétations

Tableau 1.2 : Teneurs des différents paramètres de pollution des lixiviats au point P2

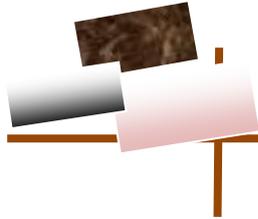
Paramètres	Année 2007		Année 2008		Année 2009		Année 2010		Année 2011		Année 2013		Normes (JORA, 2006)
	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	
Couleur				Noir		Noir		Noir		Noir		Marron clair	
Odeur			Naus. pron. ^{*)}		Naus. pron.		Naus. pron.		Naus. pron.		Naus.		
Temp (°C)	20-24	22	17-17,5	17,3	18-20	19,3	13,9-19,4	16,3	16-20	18,3	20-28	24	30
Ph	8-8,7	8,4	8,4-8,6	8,5	8-8,2	8,1	8,3-8,6	8,5	8,4-8,6	8,5	7,40-8,21	7,79	6,5-8,5
P. redox (mv)	/	/					-95 à -79	-89,3	-96 à -92	-94,3	/	/	/
Condu. (ms/cm)	111,3-146,6	128	7-28	17,5			5,9-25,3	10,3	13,2-20,9	18,2	/	/	/
DCO (mg O ₂ /l)	3422-4935	3771	1156-5500	3278	2466-4641	3848	2310-7061,6	4886	2161-4776	3500,1	8508,9-16694,4	12242,2	120
DBO (mg O ₂ /l)	764-846	810	150-900	525	421-427	424		1171	162-259	225	1209,3-4412,4	2707,6	35
DBO ₅ /DCO	0,21-0,24	0,22	0,14-0,16	0,15	0,09-0,17	0,13		0,19	0,06-0,08	0,07	0,14-0,26	0,20	/
NO ₃ ⁻ (mg/l)	505-1071	731	88-2304	1196	13,5-19,8	15,8	19,1-48,9	36,3	19-27,5	22,5	2,7-38,9	35	/
NO ₂ ⁻ (mg/l)	1-1,3	1,2	9,9-513,7	262	0,7-5,1	2,5	5,9-33,4	15,4	4,5-6	5,33	<0,06	<0,06	/
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	13,6-19,7	15,9	107-387	247,4	22,5-205,8	114,2	34,3-222,5	104,8	22-82	48	88,8-130,8	115,6	/
NH ₄ ⁺ (mg/l)	2755-3275	3193	1128-3006	2067	1913-5868	4061,5	1252,4-2994	2355	3000-19500	11250	3960-4260	4080	/
NTK (mg/l)	2755-3875	3248	726-1409	1068	4480-5992	5236	13200-13300	13250			3507-5324,9	4174,9	30
SO ₄ ⁻² (mg/l)	82,9-100,4	89,9	430-770	600	665-1440	995,3	723-1315	979	682-913	829	514,9-1029,8	744,4	/
MES (mg/l)	700-880	740	320-901	611	9,7-11	1040	331-2077	2013	287-1225	905	1687-1945	1832,3	35
MVS (mg/l)	140-400	360	115-279	205	3,5-3,9	363	144-1824	756	78-897	465	1123-1732	1363	/
Résid. sec (g/l)	/	/	/	/	0,42-0,48	0,46	9,4-14,9	11,7	8,3-9,9	8,9	22,6-35,5	27,86	/
Cl ⁻ (mg/l)	/	/	/	/	1400-5300	2800	1058-10295	7242	2117-3183	2725	1899-2219	2076,8	/
COT	/	/	/	/	/	/	/	/	445-574	526	4092-7454	5583,7	/
Al (mg/l)	/	/	/	/	/	/	/	/	3,8-5	4,53	3-7,4	4,8	3
Fe (mg/l)	1,11-3,10	1,93	14-33,4	24	/	/	/	/	16-107	52	/	294,7	3
Pb (mg/l)	0,05-0,14	0,11	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Cd (mg/l)	/	/	/	/	/	/	/	/	5-6	5,5	2-3	2,67	0,2
Cu (mg/l)	/	/	/	/	/	/	/	/	1,3-1,8	1,6	8-9	8,67	0,5
Zn (mg/l)	0,22-0,36	0,27	/	/	/	/	/	/	2-3	2,3	18-22	19,7	3
Ni (mg/l)	/	/	0,27-0,32	0,3	/	/	/	/	22-26	24	27-32	29	0,5
Co (mg/l)	/	/	/	/	/	/	/	/	10-16	13	10-11	10,7	/

Naus. pron.= nauséabonde prononcée

Résultats et interprétations

Tableau 1.3: Teneurs des différents paramètres de pollution des lixiviats au point P3

Paramètres	Année 2008		Année 2009		Année 2010		Année 2011		Normes
	Intervalle de variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	Intervalle variation	Moyenne	
Couleur		Noire		Noire		Noire		Noire	
Odeur		Nauséab		Nauséa		Nauséa		Nauséa	
Température (°C)	29-34	32	24-29,9	26	13,9-19,8	17	17,1-21,8	19,5	30
pH	5,5-6,6	6,1	6,1-8,1	7,7	7,4-8,5	8,2	7,8-8	7,9	6,5-8,5
P. redox (mV)	/	/	-60,5 à -19,1	-39,8	-88,5 à -22,8	-69,2	-57 à -52	-54,3	/
Conductivité (ms/cm)	/	/	22,4-27,5	24,9	6,9-36,7	19,5	32,5-35,8	34,1	/
DCO (mg d'O ₂ /l)	45120-94080	71880	28566-33066	30449	14497-26278	18098	5491-5644	5576,5	120
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	12000-78440	42493	8000-13650	10000	2260-2820	2540	75-243	196	35
DBO ₅ /DCO	0,26-0,93	0,55	0,26-0,41	0,32	0,15-0,17	0,16	0,01-0,05	0,04	/
NO ₃ ⁻ (mg/l)	347-1849	805	74-164,3	118,7	7,5-8,9	33,9	19-38	29,5	/
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,28-58,5	26,2	30,12-91,53	47,1	34,7-48,4	7,9	5,5-7,3	6,6	/
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	39,2-93,1	65	92-180	128,3	76-284	200,9	99-148	125	/
NH ₄ ⁺ (mg/l)	739,4-899	817,1	30000-31617	30808,5	6745-15391	8956,6	7000-39000	27830	/
NTK (mg/l)	2067-1115	4700	34467-48440	41453	5152-40320	14721			30
SO ₄ ⁻² (mg/l)	3011-4190	3600,5	35,7-11,8	63,5	680-2156	1345	375,6-493,8	432	/
MES (mg/l)	2037-4288	3663	1345-2334	1835	180-7540	2214	952-1612	1380	35
MVS (mg/l)	1243-2152	1771	687-1353	956	69-2251	629	237-937	657	/
Résidu sec (g/l)	/	/	/	/	11,2-23,1	16,4	12,1-14,2	13,4	/
Cl ⁻ (mg/l)	/	/	/	/	3994-7100	5294	3725,7-4517	4116,8	/
COT	/	/	/	/	/	/	919,8-1296,8	1080	/
Al (mg/l)	/	/	/	/	/	/	3,2-4,6	4,07	3
Fe (mg/l)	26-35,5	30,75		97,1		11,36	20-166	69	3
Pb (mg/l)	/	/	/	ND	/	1,92	/	/	/
Cd (mg/l)	/	/	/	/	/	ND	5-5	5	0,2
Cu (mg/l)	/	/	/	2,5	/	3,98	1,4-1,7	1,55	0,5
Zn (mg/l)	0,24-0,29	0,27	/	2,9	/	/	2-3	2,33	3
Ni (mg/l)	/	/	/	2,2	/	/	19-24	21,5	0,5
Co (mg/l)	/	/	/	/	/	/	10-12	11	/



CHAPITRE II

TRAITEMENT DES LIXIVIAT PAR COAGULATION ET ELECTROCOAGULATION

Les performances de la coagulation chimique classique et l'électrocoagulation ont été évaluées sur un lixiviat âgé du CET d'Ouled Fayet. Le lixiviat a été prélevé en mai 2011 à partir du point P1 (casier N°1). Il présente les caractéristiques suivantes: pH = 7,89, DBO₅ = 75 mg/l, DCO = 5593,22 mg/l et DBO₅ / DCO = 0,013. Il s'agit d'un lixiviat en voie de stabilisation.

II.1. Traitement par coagulation

La coagulation-floculation est une technique relativement simple qui peut être utilisée avec succès pour le traitement de lixiviats âgés (Amokrane et al., 1997).

Les coagulants généralement utilisés sont les sels d'aluminium, les sels de fer. En comparaison avec les sels d'aluminium, les sels de fer se sont avérés efficaces à une dose inférieure, ils peuvent coaguler dans une gamme de pH plus large et former des floes plus lourds (Marañón et al., 2008 ; Amokrane et al., 1997). En outre, comme coagulants classiques, les sels d'aluminium ont longtemps été soupçonnés d'être cancérigènes et mutagènes (Srinivasan et al., 1999). Les coagulants à base de fer présentent moins de risques de santé que leurs homologues en aluminium en cas de surdosage.

Dans la présente étude, le chlorure ferrique 6-hydraté (FeCl₃. 6H₂O) a été utilisé pour le traitement des lixiviats de décharge stabilisée.

Comme le pH initial et la dose de coagulant, sont les paramètres les plus importants dans l'exploitation de la coagulation chimique, nous avons optimisé ces deux paramètres en mesurant le taux d'abattement de la DCO (figures 2.1 et 2.2).

II.1.1. Optimisation du pH

Afin d'optimiser le pH initial de la solution à traiter, nous avons mesuré le taux d'élimination de la DCO pour des échantillons avec des pH initiaux variant de 3,5 à 8 en maintenant la dose de coagulant constante. La figure 2.1 représente le taux d'abattement

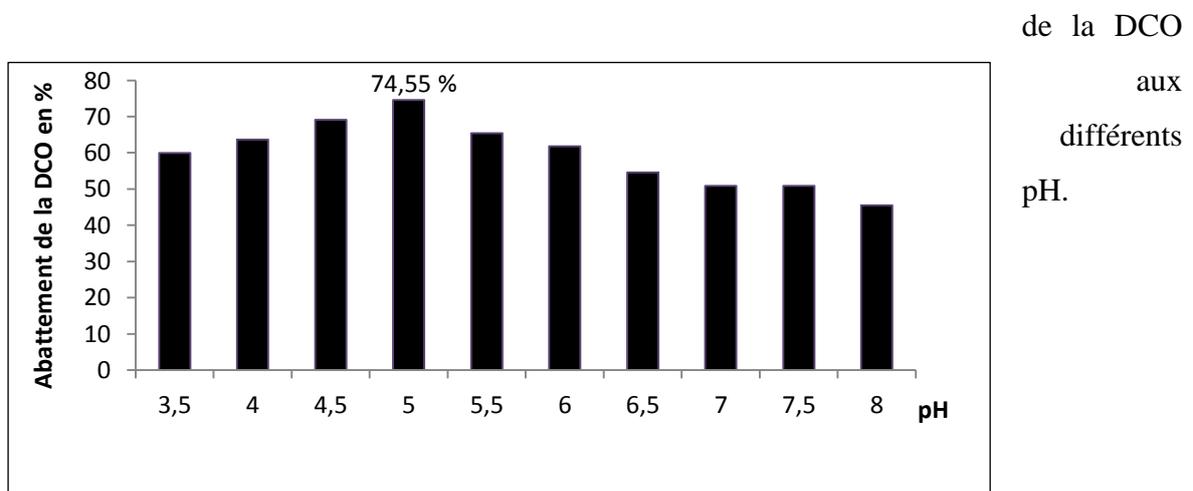
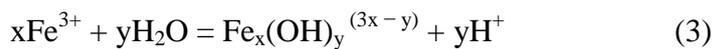


Figure 2.1 : Influence du pH sur l'efficacité de traitement par coagulation ([FeCl₃]=1,7g/l)

La figure 2.1 montre que l'efficacité d'élimination est meilleure en milieu acide. Les résultats indiquent clairement que l'efficacité d'élimination augmente jusqu'à un pH= 5 et diminue pour des valeurs de pH supérieures. Un rendement maximum d'épuration de 75 % est obtenu pour un pH acide optimisé à 5. Ce résultat peut être expliqué par les différentes espèces hydrolysées de fer. En milieu basique, le fer à l'état d'oxydation Fe^{3+} peut réagir avec les hydroxyles (OH^-) pour former $Fe(OH)_3$ ou $Fe(OH)_4^-$, selon les équations (1) et (2). En milieu acide, le fer ferrique peut s'hydrolyser et former des cations polynucléaires, comme indiqué en 'équation (3). Dans cette équation, $Fe_x(OH)_y^{(3x-y)}$ peut représenter $Fe(OH)^{2+}$, $Fe_2(OH)_2^{4+}$, $Fe_3(OH)_4^{+5}$ et d'autres espèces à charges positives (Ching et al., 1994). Évidemment, les cations polynucléaires sont préférables à $Fe(OH)_3$ et $Fe(OH)_4^-$ puisque presque toutes les impuretés colloïdales dans l'eau sont chargées négativement (Duan et al., 2003).



II.1.2. Optimisation de la dose de coagulant

Pour optimiser la quantité de coagulant à ajouter, des doses comprises entre 1,3 et 2,4 g/l de $FeCl_3$ ont été testés au pH optimal 5 déterminé auparavant. L'effet des différentes doses sur l'élimination de la DCO est illustré en figure 2.2

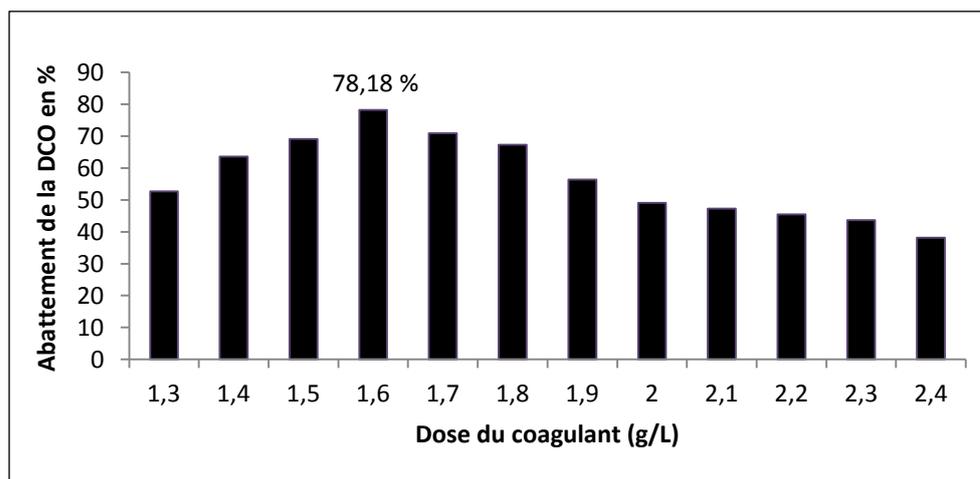


Figure 2.2 : Influence de la teneur en coagulant sur le taux d'abattement de la DCO (pH=5)

On constate ainsi que, l'élimination de la DCO augmente avec la concentration de $FeCl_3$ jusqu'à la dose de 1,6 g/l qui correspond à un rendement d'épuration maximale de 78%. Pour des doses supérieures de coagulant, les colloïdes peuvent se charger positivement en absorbant les cations Fe^{3+} et leurs produits hydrolysés et deviennent à nouveau stables en

raison de la répulsion électrique.

II.1.3. Caractéristiques des Lixiviats Après Traitement

Après optimisation du traitement par coagulation, nous avons caractérisé l'effluent obtenu. Le tableau 2.1 présente une comparaison des caractéristiques du lixiviat avant et après traitement par coagulation

Tableau 2.1 : Caractéristiques du lixiviat avant et après traitement par coagulation-floculation

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	% d'abattement
pH	7.89	4.79	
DCO (mg d'O ₂ /l)	5593.22	1220,4	78
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	75	0	100
DBO ₅ / DCO	0,01	/	
COT (mg/l)	919.8	478.6	48
NH ₄ ⁺ (mg/l)	7001	5250	25
NO ₃ ⁻ (mg/l)	19	13	32
NO ₂ ⁻ (mg/l)	7	3.5	50
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	99	13.5	86
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	427	674.8	

La comparaison de la composition du lixiviat avant et après traitement montre que malgré une importante réduction du taux de pollution (78% d'élimination de la DCO, 48% de COT, 86% de P-PO₄ et 25% de N-NH₄⁺), l'effluent ne répond pas aux normes de rejet dans un milieu naturel. Un traitement supplémentaire avec ajustement du pH est nécessaire. Le taux des sulfates a augmenté suite à l'ajout de l'acide sulfurique pour l'ajustement du pH

Les boues issues du traitement sont nauséabondes et fortement chargées, elles nécessitent également un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

II.2. Traitement par électrocoagulation

Les nombreux mécanismes impliqués dans le processus d'électrocoagulation sont régis par diverses conditions opératoires, dont certains ont une influence majeure sur l'abattement de la DCO. Pour notre étude, quatre paramètres ont été retenus pour l'optimisation de ce procédé :

- La vitesse d'agitation (v) : 100, 150, 200 et 300 tr/min ;
- La distance inter-électrode (e) : 1, 1.5, 1.7, 2 cm ;
- La densité du courant (j) : 516, 688, 860, 1032 A/m²;
- Le pH : l'ajustement du pH a été choisi pour six valeurs (4; 4,5; 5; 5,5; 6 et 8).

Les expériences ont été menées pour un temps de réaction de 120 mn

II.2.1. Effet de la vitesse d'agitation

Pour déterminer l'effet du mélange sur l'efficacité de ce procédé électrochimique, des expériences ont été réalisées avec différentes valeurs de vitesse d'agitation. Les résultats sont présentés dans la figure 2.3

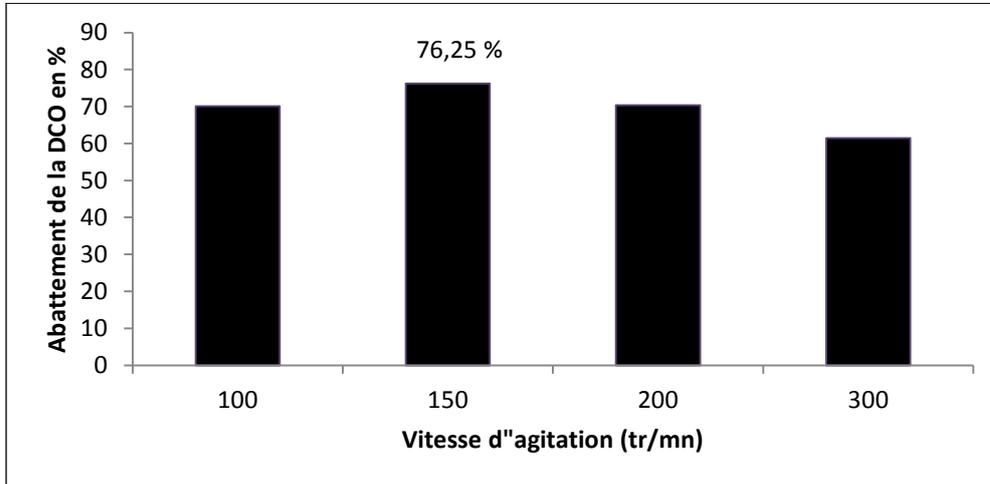


Figure 2.3 : Effet de la vitesse d'agitation sur l'efficacité du traitement par électrocoagulation, (densité de courant = 860 A/m^2 , la distance inter-électrodes = 1,5 cm et pH = 5).

Comme le montre la figure 2.3, une augmentation du taux d'élimination de la DCO jusqu'à 76% est observée lorsque la vitesse d'agitation passe de 100 tr/mn à 150 tr/mn. Une diminution de l'efficacité du traitement a été constatée au-delà de cette vitesse optimale d'agitation.

II.2.2. Effet de la distance inter-électrode.

Afin d'étudier l'effet de la distance inter-électrodes sur l'efficacité du processus, le réacteur a été agencé de telle sorte que la distance entre électrodes peut varier. La figure 2.4 montre l'efficacité d'élimination de la DCO en utilisant divers distance inter-électrode dans les mêmes conditions expérimentales.

Les résultats indiquent que lorsque la distance inter-électrodes a été augmentée de 1 à 1,7 cm, la suppression de la DCO a augmenté d'environ 8%. Cependant, une nouvelle hausse de cette distance entraîne une diminution de l'efficacité du traitement. La distance inter-électrode retenue pour le traitement des eaux de lixiviation est de 1,7 cm correspondant à un taux d'abattement de la DCO d'environ 77%.

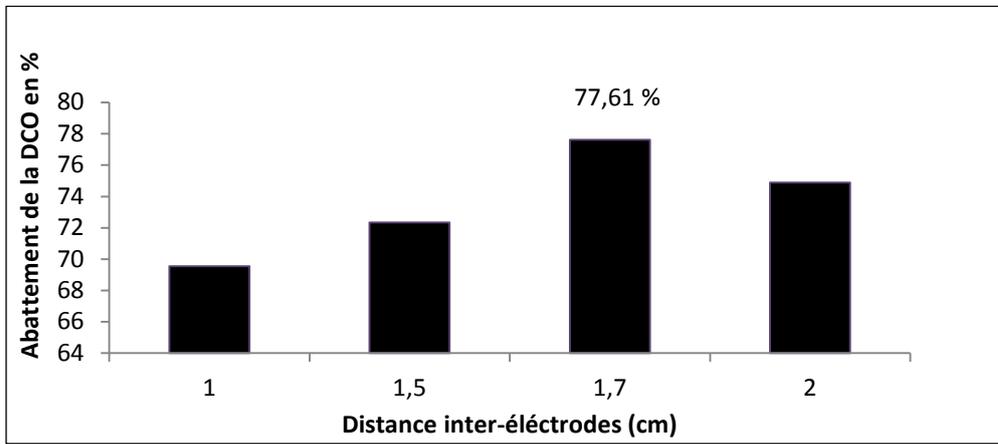


Figure 2.4 : Effet de la distance inter-électrode sur l'efficacité de l'électrocoagulation, (densité de courant = 860 A/m², la vitesse d'agitation = 150 tr/min et pH = 5).

II.2.3. Effet de la densité de courant

Il est bien connu que la densité de courant détermine le débit de dose de coagulant, et ajuste le débit et la taille de la production de bulles, et donc influe sur la croissance des floes (Chen et al., 2004 ; Mameri et al., 2001 ; Mollah et al., 2001), qui peut influencer sur l'efficacité de l'électrocoagulation.

Dans le procédé d'électrocoagulation (EC), la quantité de métal dissous est dépendante de la quantité d'électricité transmise à travers la solution. Une relation simple entre le courant et la quantité de métal dissous peut être dérivée de la loi de Faraday (Chen et al., 2004) :

$$m = \frac{I \cdot M \cdot t}{n \cdot F \cdot V} \quad (4)$$

Où m est la concentration de métal dans la cellule d'électrolyse, I l'intensité du courant (A), t le temps (s), M la masse moléculaire du métal, n le nombre de moles, F la constante de Faraday (96485 C / mole) et V le volume de la cellule d'électrolyse.

Dans les essais expérimentaux réalisés pour déterminer l'influence de la densité de courant sur l'efficacité du traitement, nous avons varié le courant de 516 à 1032 A/m². Les résultats obtenus sont présentés en figure 2.5

Lorsque l'intensité de courant est augmentée de 516 à 860 A/m², l'efficacité d'élimination de la DCO a augmenté de 77% à 83%. Par la suite, la surabondance du courant réduit l'efficacité du système. La valeur qui donne un abatement optimum de la pollution et réduit au minimum les pertes énergétiques. Nous retiendrons pour la suite du traitement la densité de courant optimisée $j = 860 \text{ A/m}^2$.

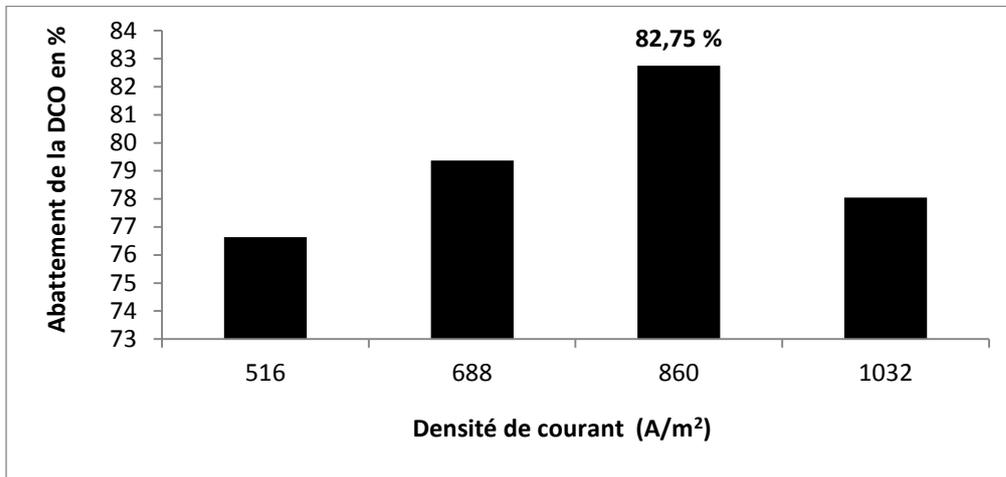


Figure 2.5 : Influence de la densité de courant sur l'efficacité du procédé (Vitesse d'agitation = 150 tr/mn, distance inter-électrodes = 1.7 cm et pH = 5).

II.2.4. Effet de pH

L'optimisation de ce paramètre est réalisée pour des valeurs de pH qui s'échelonnent entre 4 et 8. La figure 2.6 montre l'effet du pH sur l'élimination de la DCO.

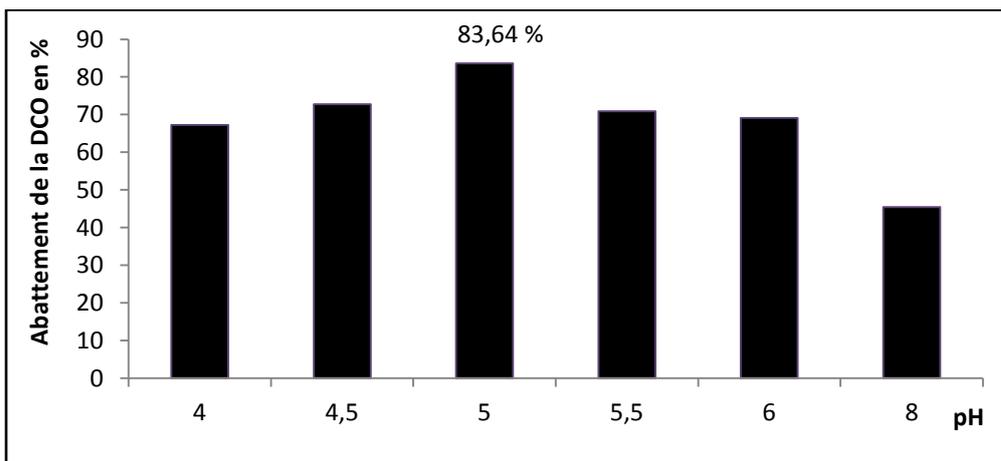


Figure 2.6 : Influence du pH sur l'abattement de la DCO (avec : $v = 150$ tr/mn ; distance inter-électrodes = 1.7 cm et densité de courant = 860 A/m²).

Comme le montre, la figure 2.6, un maximum d'abattement a été observé au pH initial de 5.

Dans le procédé d'électrocoagulation, le pH joue un rôle important car l'ajustement du pH entraîne un coût de fonctionnement supplémentaire pour les usines de traitement des lixiviats. Par conséquent, il est dit que l'augmentation du pH est un résultat souhaité.

II.2.5. Caractéristiques des Lixiviats avant et après traitement par électrocoagulation.

Le tableau 2.2 regroupe les valeurs caractérisant notre effluent traité par électrocoagulation : Dans ces conditions, le procédé permet d'obtenir un rendement de dépollution (réduction de la pollution oxydable) de l'ordre de 83,6 %. Le traitement par électrocoagulation d'un lixiviat de

décharge non biodégradable a ainsi permis de réduire fortement la pollution oxydable véhiculée par cet effluent. Après 120 mn de traitement, l'abattement de la DCO est de l'ordre de 83%. On note qu'il y a également une complète précipitation des ortho phosphates.

Après un léger ajustement du pH, l'effluent peut être évacué sans d'autres traitements en milieu naturel.

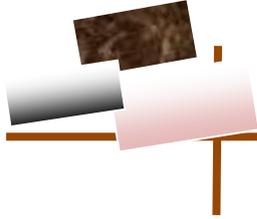
Tableau 2.2 : Caractéristiques du lixiviat avant et après traitement par électrocoagulation et taux d'abattement

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	% d'abattement
pH	7.89	6.18	
DCO (mg O ₂ /L)	5593.22	915.03	83,6
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	75	0	100
DBO ₅ / DCO	0,01	0	
COT (mg/L)	919.8	655.6	29
NH ₄ ⁺ (mg/L)	7001	5750	18
NO ₃ ⁻ (mg/L)	19	11	42
NO ₂ ⁻ (mg/L)	7	4.2	40
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	99	ND	100
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	427	626.2	

ND : non détecté.

Le traitement engendre toute fois une formation importante de boues qui nécessitent une prise en charge à part.

Par rapport au traitement par coagulation, les résultats ont révélé que l'EC est plus efficace dans l'élimination de la DCO et de la production de boues, Ceci peut s'expliquer par le fait que l'électrocoagulation n'est pas une étape de traitement unique et est utilisée en combinaison avec l'électro-flottation et /ou d'électro-oxydation. En outre, l'électrocoagulation et l'électro-oxydation ne sont pas utilisés séparément les processus se produisent spontanément au cours du processus de la coagulation électrique (Ilhan, 2008).



CHAPITRE III

TRAITEMENT DES LIXIVIATS PAR OXYDATION FENTON ET ELECTRO-FENTON

Dans cette partie, nous présentons les résultats de l'application de deux procédés d'oxydation avancée pour le traitement d'un lixiviat en voie de stabilisation : Le traitement par Fenton chimique et le traitement par électro-Fenton.

Le lixiviat traité est prélevé au point P2 en août 2013. Ce percolât est caractérisé par un pH alcalin de 8,21; une DBO₅ de 1209,3 mg O₂/l et une DCO de 8508,9 mg O₂/l et un faible rapport DBO₅ / DCO= 0,14. De part ces caractéristiques, il s'agit d'un lixiviat en voie de stabilisation.

III.1. Traitement par Fenton-chimique

Pour optimiser ce traitement, nous avons étudié l'influence de trois paramètres: Le rapport molaire $r = [H_2O_2] / [Fe^{2+}]$, la dose de H₂O₂ et le pH sur l'élimination de la matière organique. Les résultats obtenus sont illustrés en figures 3.1, 3.2 et 3.3.

III.1.1. Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{2+}]$

L'optimisation du rapport molaire « r » a été conduite pour trois concentration de H₂O₂ : 3 g/l, 5 g/l, 8 g/l et un pH initial de 3. Les différents résultats sont regroupés dans la figure 3.1.

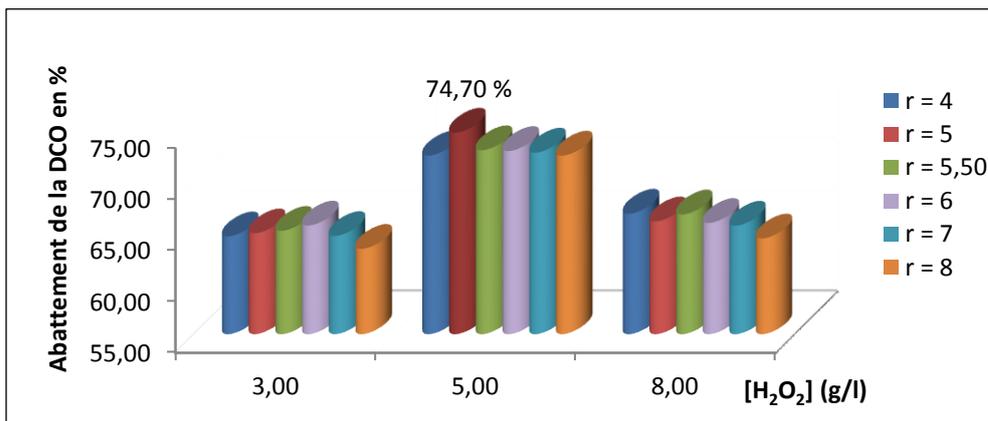


Figure 3.1 : Traitement par Fenton chimique, Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{2+}]$ (pH initial = 3)

La figure 3.1 montre l'effet du taux de concentration des réactifs ($[H_2O_2] / [Fe^{2+}]$) sur l'élimination de la DCO. A la concentration 5 g/l de H₂O₂, le rapport $[H_2O_2] / [Fe^{2+}] = 5$ fourni le meilleur état de fonctionnement du procédé, L'élimination de la DCO a augmenté à 74% et puis a légèrement baissé à ≈73% pour de nouvelles hausses dans ce rapport des réactifs, ce résultat est attribuable à l'effet de balayage du peroxyde sur les radicaux hydroxyles. L'efficacité d'oxydation a également baissé un peu à un rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{2+}] < 5$ en raison de l'effet de balayage de Fe²⁺ sur les radicaux hydroxyles.

III.1.2. Optimisation de la dose de H_2O_2

Une fois le rapport est optimisé, il convient ensuite de déterminer la concentration de H_2O_2 la plus adaptée à l'élimination de la DCO. Pour cela, différentes concentrations de H_2O_2 allant de 3.5 à 6 (g/l) ont été examinées. Les résultats obtenus sont représentés sur la figure 3.2.

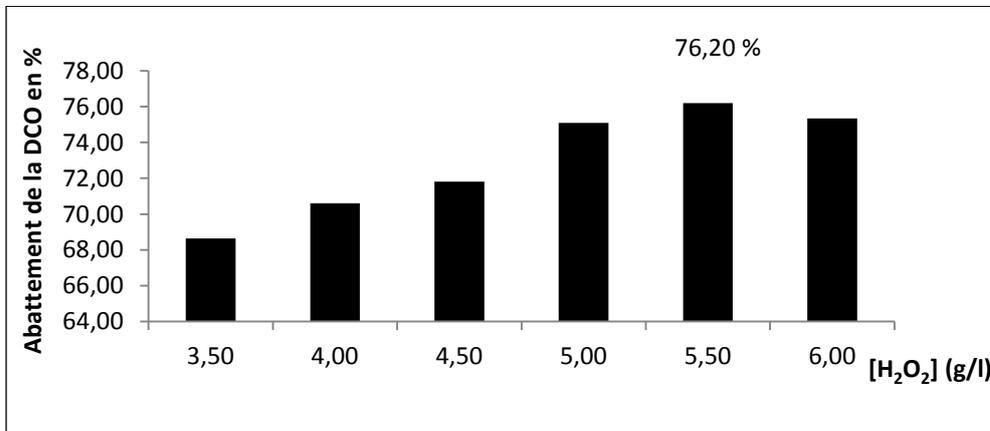


Figure 3.2 : Optimisation de la dose de H_2O_2 ; (pH initial = 3, $[H_2O_2] / [Fe^{+2}] = 5$)

La concentration optimale de H_2O_2 est donc de 5,5 g/l, avec un abattement de plus de 76% de la DCO.

Comme on peut le voir dans la figure 3.2, l'élimination de la DCO a rapidement augmenté lorsque la dose de H_2O_2 est passée de 3.5 à 5.5 g/l. Ceci est dû à la production plus importante des radicaux hydroxyles. Ensuite, une nouvelle augmentation du réactif >5.5 g/l a diminué l'efficacité du traitement en raison du balayage de $\cdot OH$ par H_2O_2 .

III.1.3. Optimisation du pH

Dans cette étude, l'effet du pH a été évalué. La figure 3.3 montre l'effet du pH sur le traitement des lixiviats par la méthode Fenton classique.

Les résultats sont en accord avec ceux rapportés par les auteurs cités précédemment. Un pH optimal de 3 a été établi dans cette étude, même s'il n'y avait pas de différence significative dans l'enlèvement de COD dans la gamme de pH entre 2,0 et 3,5.

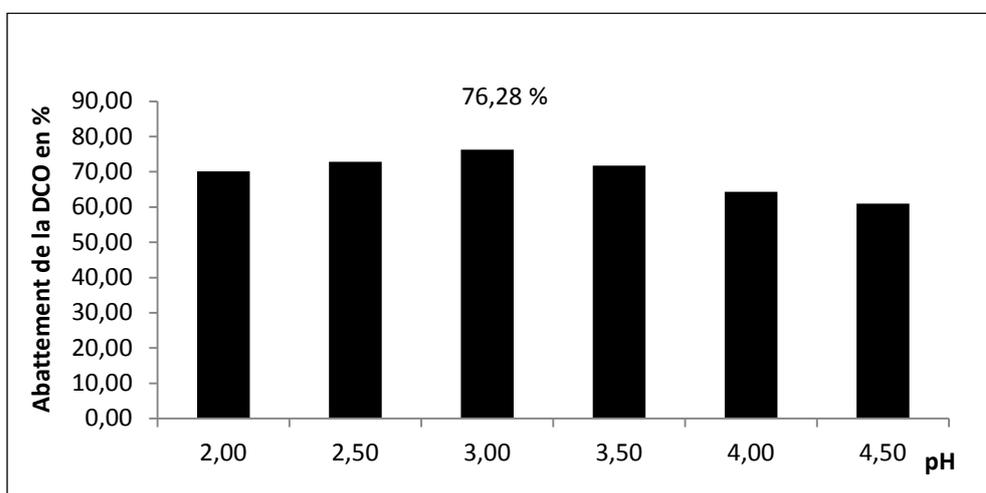


Figure 3.3 : Optimisation du pH de réaction ; $[\text{H}_2\text{O}_2] / [\text{Fe}^{+2}] = 5$, $[\text{H}_2\text{O}_2] = 5.5 \text{ g/L}$

III.1.4. Caractéristiques du Lixiviat Après Traitement

Le tableau 3.1 résume les caractéristiques de l'effluent par oxydation Fenton chimique.

Tableau 3.1 : Lixiviat après traitement par oxydation Fenton-chimique

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Rendement en %
DCO (mg O ₂ /L)	8 508,9	2 018,0	76,3
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	1 209,3	792,7	34
DBO ₅ /DCO	0,14	0,39	
COT (mg/L)	4 092	1 176	71,3
NH ₄ ⁺ (mg/L)	3 960	1 967,5	50,3
NO ₃ ⁻ (mg/L)	38,89	24	38
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,34	< 0,1	
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	115,6	24,7	78,6
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	514,9	12 340	

Ainsi, dans les conditions optimisées du procédé de traitement, on obtient un rendement d'épuration de 76% DCO, 79% P-PO₄ et 50% de N- NH₄.

Il s'agit d'un assez bon rendement mais qui demeure insuffisant pour un rejet de l'effluent dans l'environnement, la DCO de l'échantillon après traitement étant de l'ordre de 2 000 mg O₂/l. De plus, le pH de réaction du traitement est de l'ordre de 3, son ajustement à un pH de 6,5 à 8,5 est également nécessaire. Par ailleurs, Les boues issues du procédé sont peu nauséabondes mais très importantes (230 ml de boues pour un volume traité de 20ml).

III. 2. Traitement par électro-Fenton

Le procédé électro-Fenton qui est simple dans son principe fait, malgré tout, intervenir un certain nombre de paramètres expérimentaux dont l'optimisation régit l'efficacité de la dégradation. Parmi ces paramètres on trouve le pH initial, les concentration H₂O₂ et Fe⁺²,

leur rapport, la densité de courant et la distance entre les électrodes. Par conséquent, cette étude a été axée sur la détermination des valeurs optimales de quatre de ces paramètres principaux :

- Le pH ;
- La densité du courant (j) ;
- Le rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$
- La dose du catalyseur ferreux ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$).

Dans le processus électro-Fenton, la distance entre les électrodes est un facteur important qui affecte l'élimination des polluants. Certains auteurs Zhang et al., 2006, ont indiqué que l'efficacité d'élimination de la DCO est resté la même pour les distances inter électrodes comprises entre 1,3 et 2. Dans notre expérience, cette distance a été fixée à 1,7 cm.

III.2. 1.Optimisation du pH :

Il est bien connu que les réactions de Fenton se produisent dans de faibles valeurs de pH. Selon Zhang et al. , 2006, les valeurs de pH optimum pour la méthode électro-Fenton sont comprises entre 2 et 4. , Dans cette étude, l'effet du pH initial sur l'efficacité du traitement du lixiviat de décharge par la méthode électro Fenton a été examiné.

Les valeurs initiales de pH étudiées pour le procédé électro-Fenton sont 2, 3, 4,5 et 6, respectivement.

Les résultats obtenus par les expériences sont présentés dans la figure 3.4 .

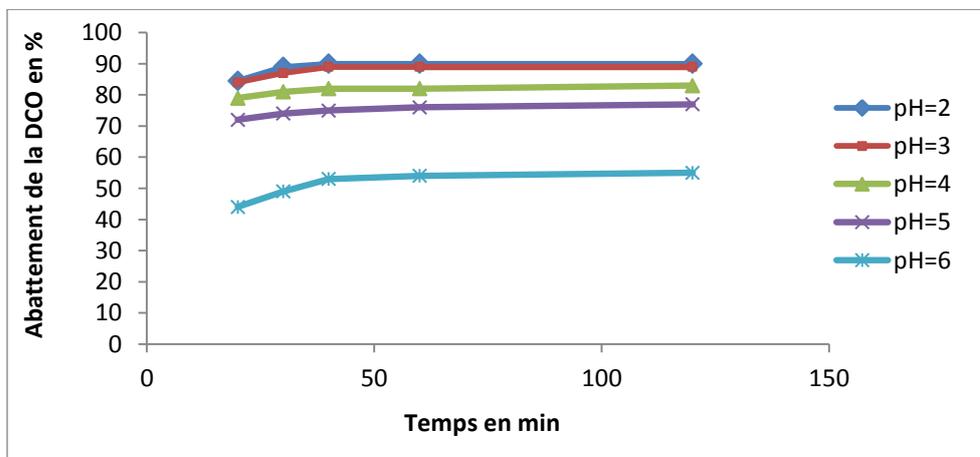


Figure 3.4 : Traitement par électro-Fenton, Optimisation du pH de réaction ; ($j = 860 A/m^2$, $[H_2O_2] = 5 g/l$ et $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]=5$).

A partir de cette figure 3.4 on remarque une augmentation du taux d'épuration de 20 à 60 min pour se stabiliser ensuite et ce pour tous les pH initiaux appliqués.

Par ailleurs, Comme le montre la figure ci-dessus, la meilleure efficacité d'élimination de la DCO (89%), pour 40 min de temps de traitement, a été observée dans les deux expériences dans lesquelles le pH initial était de 2 et 3 avec un abattement légèrement meilleur pour le pH 3. Pour les essais où le pH initial était supérieur à 3, cette efficacité diminue à 53% pour 40 min de traitement.

III.2. 2.Optimisation de la densité du courant (j) :

Un autre paramètre de fonctionnement important de la méthode électro-Fenton est la quantité de courant continu appliquée aux électrodes. Quand le courant appliqué aux électrodes augmente, la production de Fe^{+2} nécessaire à l'oxydation Fenton devient plus élevée. Sous application d'un courant continu intense, cependant, l'efficacité obtenue peut ne pas changer considérablement, tandis que la consommation d'énergie de la méthode augmente. Par conséquent, la densité de courant pour être utilisé dans le système doit être déterminée précisément (Atmaca, 2009). A cet effet, les changements observés dans l'efficacité du traitement de la méthode pour différentes valeurs de densité de courant ont été déterminés et indiqués dans la figure 3.5.

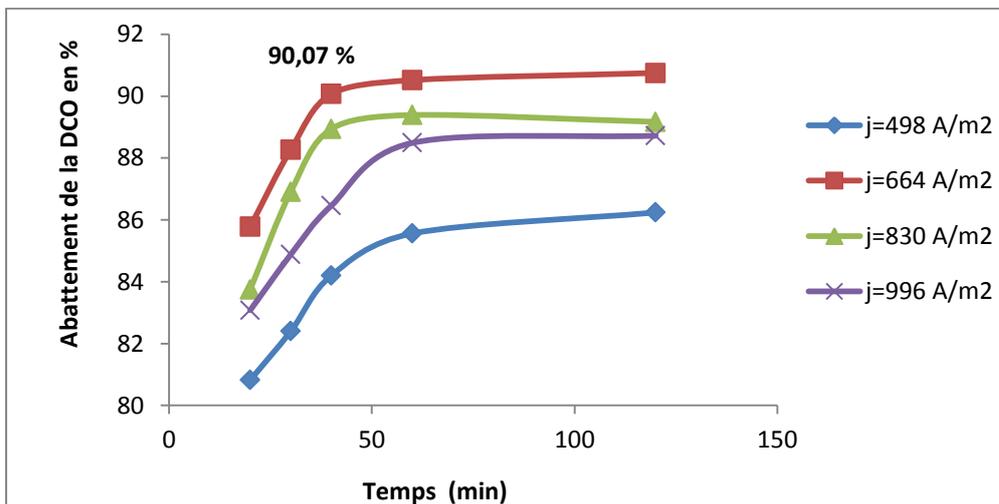
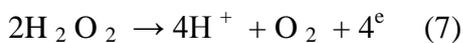
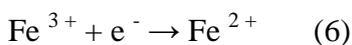
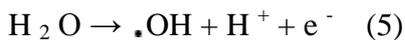


Figure 3.5 : Optimisation de la densité de courant « j » ; (Avec : pH = 3, $[H_2O_2] / [Fe^{+2}] = 5$, $[H_2O_2] = 5$ g/L).

L'effet du courant électrique sur l'efficacité d'élimination de la DCO est montré dans la figure 3.5. Plus de DCO a été enlevé lorsque la densité de courant a augmenté de 498 à 996 A/m², indiquant une amélioration de la puissance de la dégradation. Cela est dû à l'électro-

régénération plus élevé d'ions ferreux à partir de l'ion ferrique avec l'augmentation du courant, ce qui a augmenté l'efficacité des réactions en chaîne Fenton. Cependant, l'efficacité d'élimination de la DCO a diminué lorsque la densité de courant excède 664 A/m². Des observations similaires ont été reportées dans d'autres études (Atmaca, 2009). L'efficacité d'élimination de la DCO était de 86 % à 996 A/m² par rapport à 90 % à 664 A/m² après 40 min de traitement. Au cours des réactions compétitifs d'électrodes tels que l'évacuation de l'oxygène à l'anode par la réaction (7) et l'évolution de l'hydrogène à la cathode par l'intermédiaire de la réaction (8) deviennent prononcés. Ceux-ci seraient inhiber les réactions principales telles que les réactions (5) et (6) (Zhang et al., 2006).



Un autre résultat important observé dans la figure était, tandis que le temps de traitement optimal pour la densité de courant de 498 A/m² était de 60 min, il a été ramené à 40 min pour les densités de courant de 664 et 830 A/m². Cependant, après la 40 ième min de temps de traitement, le taux d'élimination se stabilise.

III.2. 3. Optimisation du rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²]

Même si les ions Fe⁺² et le H₂O₂ sont générés en continu au niveau des électrodes (mais sans qu'on puisse les quantifier ni les contrôler), il nous faut néanmoins optimiser la dose de réactifs à ajouter, en commençant d'abord par optimiser le rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²]. Dans le procédé de Fenton, l'excès de fer ferreux ou de peroxyde d'hydrogène piège les ions hydroxyle (Lopez et al., 2004 ; Zhang et al., 2002 ; Atmaca et al., 2009). Par conséquent, un rapport molaire optimal [H₂O₂] / [Fe⁺²] est nécessaire pour éviter l'effet de balayage et d'obtenir la meilleure élimination de la DCO (Umar et al, 2010). Pour étudier l'effet du rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²] sur l'élimination de la DCO au cours du traitement électro-Fenton du lixiviat, cinq différents ratios molaires [H₂O₂] / [Fe⁺²] : 1,3,5,7 et 9 ont été étudiées, les résultats sont regroupés dans la figure 3.6

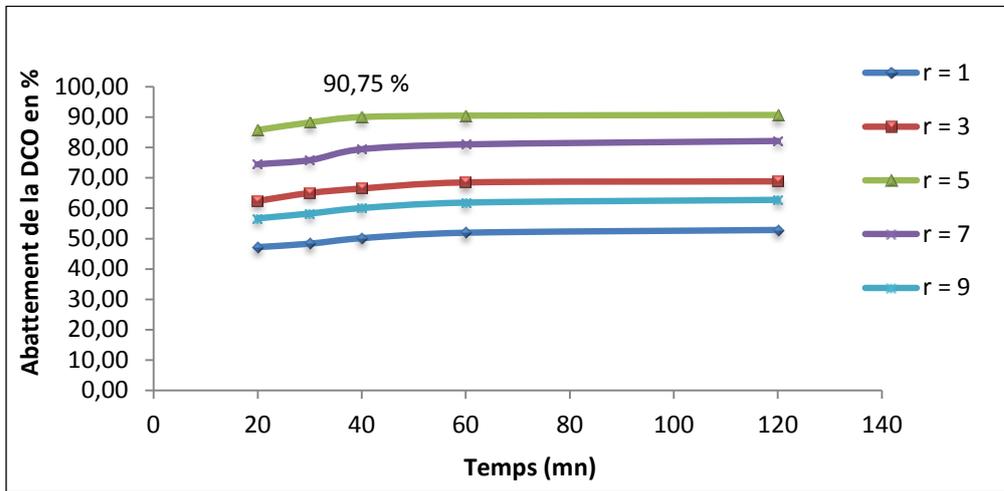


Figure 3.6 : Optimisation du rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$ ($j = 664 \text{ A/m}^2$, $[H_2O_2] = 5 \text{ g/L}$, et $\text{pH} = 3$).

Comme on peut le voir dans la figure 3.6, L'élimination de la DCO a augmenté à 91 % lorsque le rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$ est passé de 1 à 5 et puis a baissé à $\approx 60\%$ pour de nouvelles hausses dans ce rapport des réactifs dû à l'effet de balayage de peroxyde sur les radicaux hydroxyles. L'efficacité d'oxydation a également baissé aux rapports molaires $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$ inférieures à 5, en raison de l'effet de balayage de Fe^{2+} sur les radicaux hydroxyles.

Un temps de traitement de 40 min a été suffisant pour atteindre une efficacité maximale.

.III.2. 4. Optimisation de la dose de « Fe^{2+} »

L'optimisation de la dose de Fe a été conduite par ajout de cinq masses de $FeSO_4.7H_2O$: 1,99g, 2,98g, 3,97g, 4,96g et 5, 96g chacune à 500 ml de lixiviat. Ces doses correspondent respectivement à 0,8 g/l, 1.2 g/l, 1.6 g/l, 2 g/l, 2.4 g/l de Fe. Les différents résultats sont regroupés dans la figure 3.7

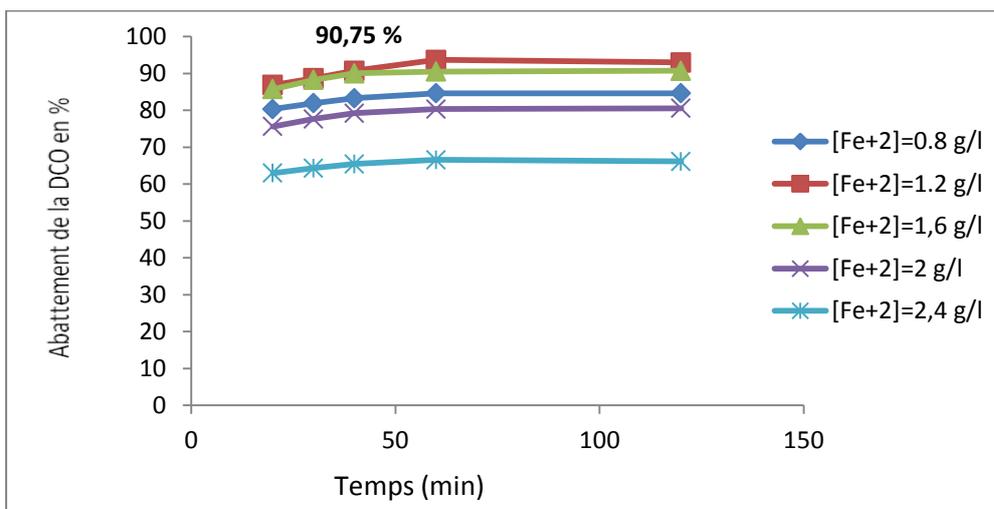


Figure 3.7 : Optimisation de la dose du catalyseur ferreux ; ($j = 664 \text{ A/m}^2$, $[H_2O_2] / [Fe^{+2}] = 5$ et $\text{pH} = 3$).

Résultats et interprétations

Comme le montre la figure 3.7, Le procédé électro-Fenton atteint son maximum d'efficacité : 90,75% d'élimination de la DCO à la concentration 1.2 g/l de Fe^{+2} . En effet, l'efficacité du traitement diminue à 65,50 % lorsque la concentration en Fe^{+2} passe à 2.4 g/l en raison de l'effet de balayage de Fe^{2+} sur les radicaux hydroxyles.

III.2.5.. Caractéristiques du Lixiviat Après Traitement

Nous résumons en tableau 3.2 Les caractéristiques du lixiviat avant et après traitement par électro-Fenton.

Cette étude montre que les matières organiques présentes dans les eaux de lixiviation peuvent être efficacement éliminées par le réactif de Fenton dans un réacteur électrochimique en mode batch. Les rendements d'épuration obtenus sont de 90%, 93% et 55% pour la DCO, PO_4^{3-} et NH_4^+ respectivement.

Par ailleurs, ce procédé électrochimique produit moins de boue, soit 160 ml pour 500 ml de lixiviat traité avec des propriétés de sédimentation élevées.

Tableau 3.2 : Caractéristiques du lixiviat avant et après traitement par électro-Fenton

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Rendement d'épuration en %
DCO (mg d'O ₂ /L)	8 508,9	537,6	90
DBO ₅ (mg d'O ₂ /L)	1 209,3	101,8	92
DBO ₅ / DCO	0,14	0,19	
COT (mg/L)	4 092	202,5	97
NH ₄ ⁺ (mg/L)	3 960	1 797,6	55
NO ₃ ⁻ (mg/L)	38,89	9,45	76
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,34	< 0,06	/
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	115,6	8,1	90
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	514,9	5 870	/

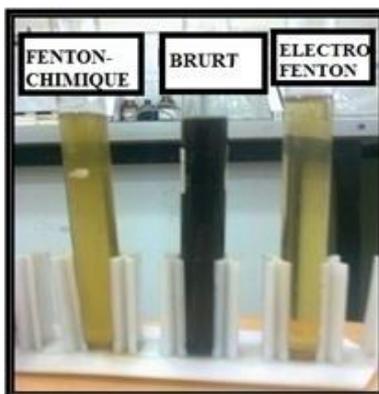


Figure 3.8 : Aspect du lixiviat avant et après traitement (Fenton chimique et électro-Fenton).

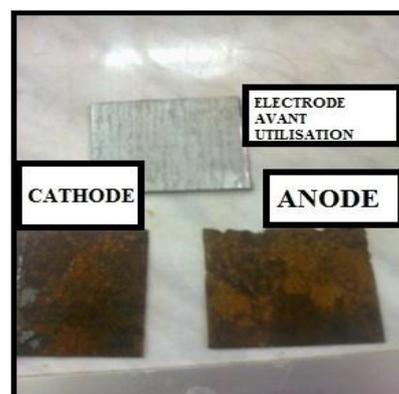


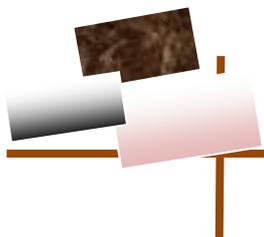
Figure 3.9 : Etat des électrodes avant et après traitement par électro-Fenton

Résultats et interprétations

L'effet du temps de réaction sur le processus E-Fenton a été testé. Les figures 3.4 à 3.7 ont montré la dégradation rapide des matières organiques entre 20 et 40 min puis un ralentissement d'élimination de la DCO résiduelle a été constaté entre 40 et 60 min, temps après lequel la réaction a été presque terminée. La dégradation rapide initiale est en grande partie due aux matières organiques facilement dégradables. En fonction des résultats, le temps de réaction pour le traitement E-Fenton avec réacteur batch a été établi à 40 min.

Le procédé électro-Fenton a amélioré également la biodégradabilité et la couleur de l'effluent.

Les résultats montrent que ce dernier procédé améliore de manière très sensible le rendement d'épuration obtenue par la simple oxydation Fenton.



CHAPITRE IV

TRAITEMENT DES LIXIVIATS PAR LA COMBINAISON COAGULATION ET FENTON

Les procédés de traitement utilisés pour les lixiviats de décharge impliquent souvent une combinaison de techniques appropriées. Ils sont conçus comme des unités à plusieurs étages modulaires, capables de faire face aux caractéristiques du lixiviat et son évolution au fil des ans.

Le procédé de coagulation / floculation, l'oxydation Fenton et des combinaisons entre eux ont été étudiés afin de mieux cerner le traitement des lixiviats partiellement stabilisés.

La séquence des étapes mises en œuvre est : (a) la coagulation / floculation, (b) l'oxydation Fenton, (c) la coagulation / floculation suivie d'une oxydation Fenton et (d) l'oxydation Fenton suivie par coagulation / floculation.

Le lixiviat traité a été obtenu à partir du Point P2, échantillon prélevé le 06/06/2009. C'est un percolât en voie de stabilisation qui se caractérise par un pH alcalin (pH=8), une DBO₅ faible 576 mg O₂/L, une DCO élevée 4436,3 mg O₂/l et un faible ratio de DBO₅ / DCO = 0,14.

IV.1. Traitement par coagulation

La Coagulation / floculation a été utilisé pour l'élimination des composés organiques non biodégradables et les métaux lourds de lixiviats de décharge (Kurniawan et al ., 2006). Le processus de coagulation déstabilise les particules colloïdales par l'addition d'un coagulant. Cette technique facilite l'élimination des matières en suspension et des particules colloïdales à partir d'une solution. L'approche générale de cette technique comprend l'ajustement du pH et implique l'ajout de sels ferriques / alun comme coagulant pour vaincre les forces de répulsion entre les particules (Ayoub et al ., 2001). La synthèse des travaux récents, révèlent clairement que les sels de fer sont plus efficaces que ceux en aluminium (Renou et al ., 2008).

IV.1. 1. Effet de la dose de coagulant

Une fois que le pH des lixiviats partiellement stabilisé a été ajusté à 4,5, différentes quantités de chlorure ferrique (0,4 à 2,2 g / l) ont été ajoutés et l'élimination de la DCO a été déterminée.

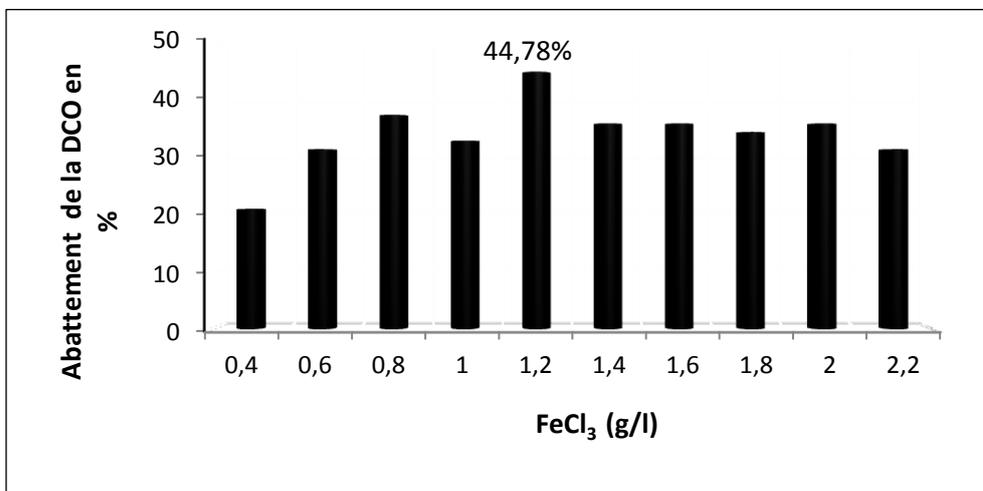


Figure 4.1 : Traitement par coagulation, effet du dosage de coagulant sur l'efficacité d'élimination de la DCO (pH = 4,5 ; DCO initiale= 4436,3 mg / l)

Comme on peut le voir sur la figure 4.1, il ya augmentation importante du taux de suppression de la DCO jusqu'à une valeur optimale de 44,78 % correspondant à 1200 mg / l de chlorure ferrique. Ensuite, de nouvelles hausses dans le dosage du coagulant ont conduit à une diminution lente de la DCO. Ceci pourrait être attribué à la ré- stabilisation des particules colloïdales quand le coagulant a été utilisé au-delà de la valeur de la dose optimale.

IV.1. 2.Effet du pH initial sur la coagulation

La déstabilisation est une force motrice primaire dans la floculation des eaux usées et la stabilité de la suspension est étroitement liée avec le pH. Une fois que la dose optimale de FeCl_3 a été obtenue, une série d'expériences a ensuite été réalisée en utilisant le dosage optimum de 1,2 g / l de FeCl_3 tandis que les valeurs de pH ont été varié de 3 à 7. La figure 4.2 représente la suppression de la DCO à différents pH.

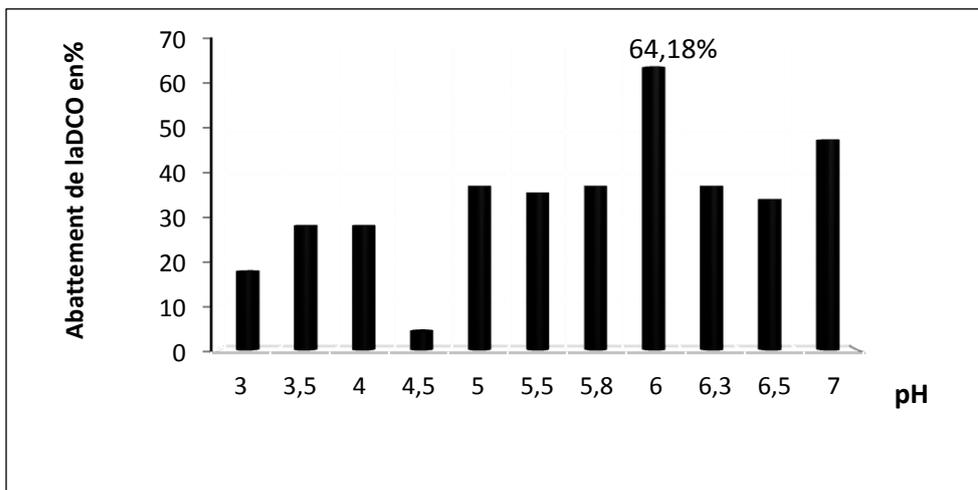


Figure 4.2 : Effet du pH initial sur l'efficacité d'élimination de la DCO ($\text{FeCl}_3 = 1,2 \text{ g / l}$; DCO initiale = 4436,3 g / l)

Selon la figure 4.2, on peut voir que l'efficacité d'élimination de la DCO atteint son maximum (64,18 %) à pH 6.

IV.2. L'oxydation Fenton

Le dosage des réactifs Fenton, catalyseur et oxydant détermine dans une large mesure, les coûts et l'efficacité de l'élimination des matières organiques. Déterminer les doses optimales tient compte des niveaux absolus pour les réactifs Fenton et leur rapport relatif.

IV.2. 1.Effet de la dose de H_2O_2

La figure 4.3 présente l'effet de la dose de H_2O_2 sur l'élimination de la DCO avec un rapport molaire ($[\text{H}_2\text{O}_2] / [\text{Fe}^{2+}]$) fixe de 3,7 et à un pH de 3.

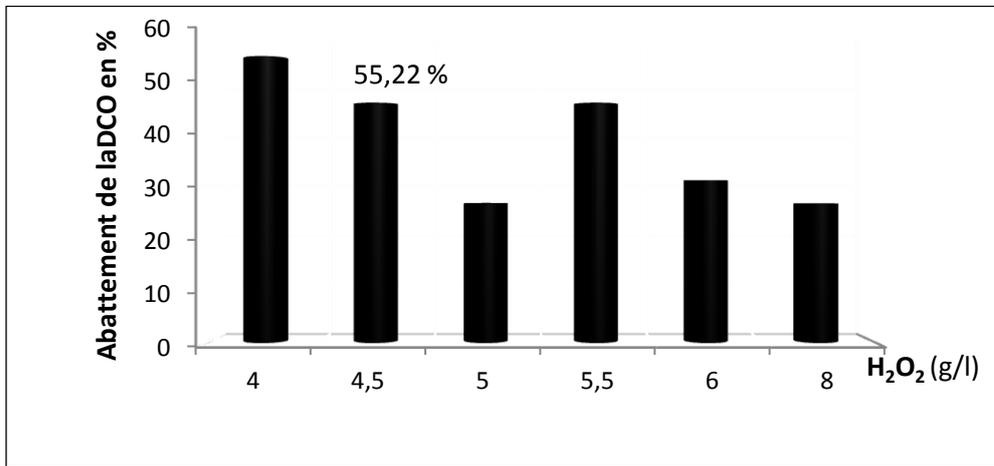


Figure 4.3 : Effet du dosage de H₂O₂ sur l'efficacité d'élimination de la DCO (pH initial 3 ; rapport molaire [H₂O₂]/[Fe⁺²] =3,7 ; DCO initiale = 4436,3 mg/l)

L'augmentation de la dose de H₂O₂ de 4 g/l à 8 g/l a donné des valeurs variables d'élimination de la DCO. La valeur optimale de 55,22 % a été obtenue pour 4 g/l de H₂O₂.

IV.2. 2.Optimisation du rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²]

Le rapport de H₂O₂ et de Fe²⁺ est un paramètre important du procédé d'oxydation Fenton. Si l'un des réactifs n'est pas ajouté dans le rapport optimal, l'efficacité d'élimination de la matière organique diminue en raison de balayage de OH_• soit par H₂O₂ ou Fe²⁺. Afin d'optimiser le rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²], six ratios molaires différents (1, 3, 4, 5, 7 et 10) ont été testés à la dose optimale de 4 g / l de H₂O₂ et pH = 3. La figure 4.4 montre l'effet du rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²] sur l'efficacité d'élimination de la DCO.

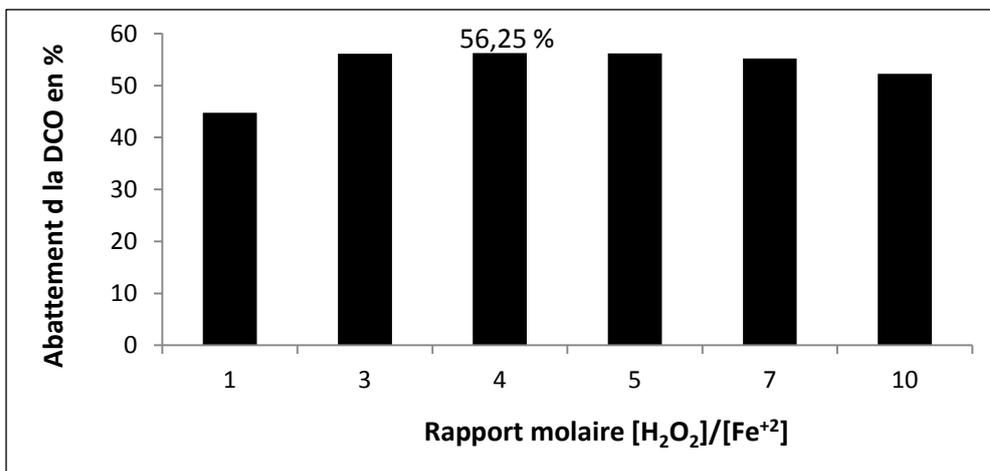


Figure 4.4 : Effet du rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²] sur l'efficacité d'élimination de la DCO (conditions : pH initial = 3 ; H₂O₂ = 4g / l ; DCO initiale = 4436,3 mg / l)

La figure 4.4 montre que l'élimination de la DCO a augmenté lentement jusqu'à une valeur optimale de 52,71 % correspondant à une valeur du rapport molaire [H₂O₂] / [Fe⁺²] de 4.

IV.2. 3.Effet du pH initial

Une caractéristique essentielle du processus de Fenton est que la gamme acide favorise fortement l'oxydation. Pour le traitement du lixiviat de décharge, les valeurs de pH optimales

signalées pour le processus Fenton classique se situent entre 2,0 et 4,5 (Deng et Englehardt, 2005). La figure 4.5 montre l'effet de la variation du pH sur l'élimination de la DCO des lixiviats traités par le procédé de Fenton à une concentration de H_2O_2 de 4 g / l et un rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{+2}]$ de 4.

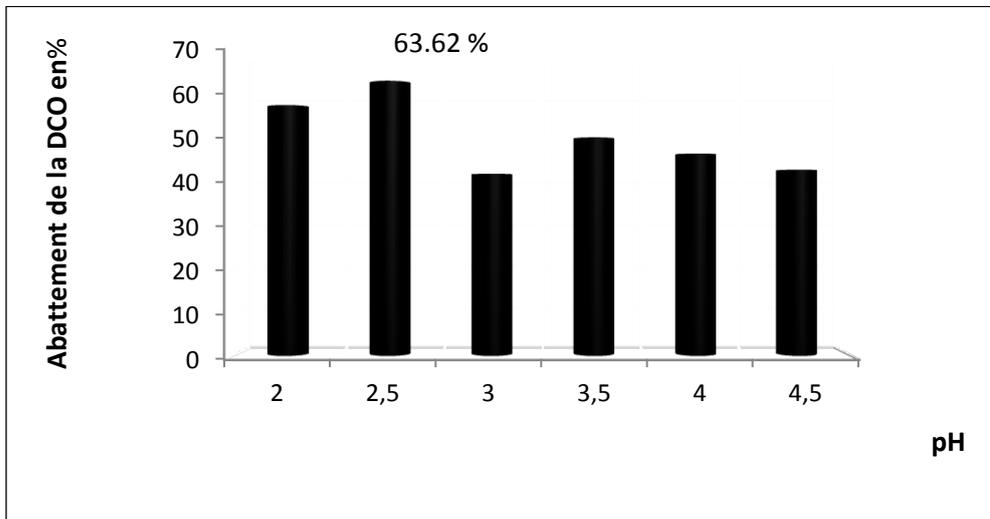


Figure 4.5 : Effet du pH initial sur l'efficacité d'élimination de la DCO ($[H_2O_2] = 4g / l$, rapport molaire $[H_2O_2] / [Fe^{+2}] = 4$; DCO initiale = 4436,3 mg / l).

Comme on peut le voir sur la figure 4.5, un maximum de suppression de la DCO (63,62 %) a été obtenu à pH 2,5.

IV.3. Combinaison de traitement

Les objectifs de cette enquête étaient d'étudier le processus de Fenton et la coagulation / floculation ainsi que leur combinaison pour le traitement des lixiviats partiellement stabilisée.

IV.3.1. Le traitement combiné coagulation / floculation suivie par le procédé Fenton

Sur la base de l'optimisation du processus de coagulation et de Fenton, le lixiviat brut a été tout d'abord soumis à un processus de coagulation, et par la suite l'eau surnageant a été retirée et traitée par Fenton. L'élimination de la DCO après ce traitement combiné a atteint 80,33 % par rapport à 63,62 % obtenu par coagulation / floculation seul. Ceci peut être expliqué par le fait que l'utilisation du processus de Fenton comme un post-traitement des lixiviats traités par coagulation a été trouvée comme méthode efficace pour éliminer les composés organiques récalcitrants non éliminés pendant le processus de coagulation.

IV.3. 2. Le traitement combiné procédé Fenton suivie par la coagulation / floculation

Pour vérifier si la coagulation / floculation suivie par le procédé de Fenton est la meilleure combinaison de traitement par rapport à la voie inverse, il a été décidé de procéder à une nouvelle séquence en mettant en œuvre l'étape de coagulation / floculation après oxydation Fenton. Le traitement combiné a eu lieu par la pré- oxydation du lixiviat suivie de la coagulation par l'utilisation de chlorure ferrique dans les conditions optimales précédemment trouvés. La suppression optimale de la DCO est restée autour de 63 % à peu près équivalente à la valeur trouvée lors de l'application du processus de coagulation seul. Ceci peut

s'expliquer par le fait que la plupart des particules qui contribuent à la DCO sont éliminés au cours du processus de Fenton tandis que la DCO dissoute résiduelle est difficile d'être enlevée par le processus de coagulation.

IV.4. Caractéristiques des Lixiviats après Traitement

Le tableau 4.1 regroupe les valeurs caractérisant notre effluent traité par coagulation, Fenton oxydation et leurs combinaison. Les figures 4.6 et 4.7 illustrent respectivement l'efficacité d'abattement de la DCO et l'atténuation de la couleur pour les différents procédés

Tableau 4.1 : Caractérisation des lixiviats traités par coagulation, Fenton oxydation et leurs combinaisons

Paramètres	Avant traitement	Après coagulation	Après Fenton oxydation	Après traitements Combinés	
				Coagulation puis oxydation	Oxydation puis coagulation
pH	8	5,03	5,03	/	/
Ammoniaque (mg/l)	1912,58	/	/	/	/
Nitrates (mg/l)	14,24	0,91	3,39544	0,97	0,65
Nitrites (mg/l)	1,68	0,89	1,29126	1,10	1,61
O-phosphates (mg/l)	205,83	31,10	125,162475	33,32	146,67
Sulfates (mg/l)	1440,6	5395,34	7583,34	9845,7	11115,2
DCO (mg/l)	4436,26	1527,24	1600,16	872,71	1600,00
DBO ₅ (mg/l)	576	/	/	205	183
DBO ₅ /DCO	0,13	/	/	0,23	0,11

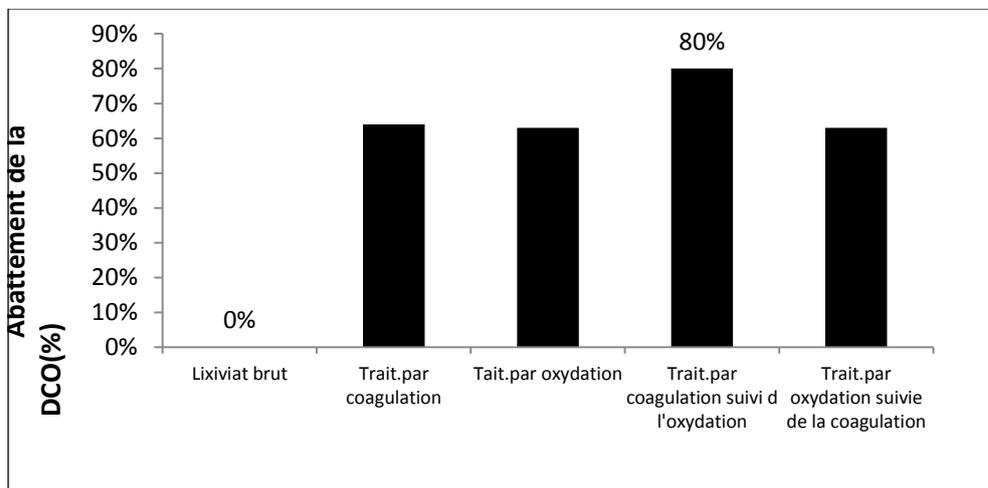


Figure 4.6 : Efficacité d'abattement de la DCO pour les différents procédés de traitement

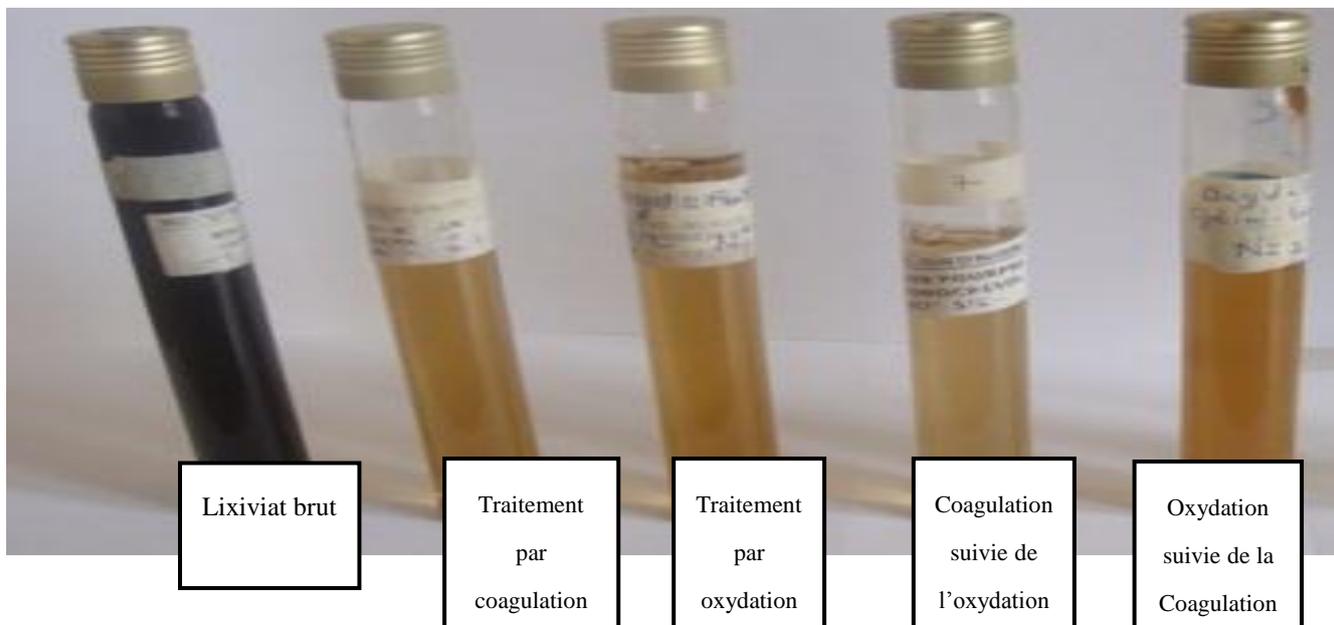
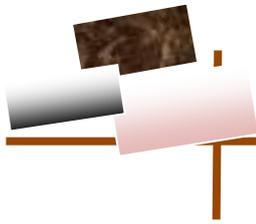


Figure 4.7 : L'efficacité d'atténuation de la couleur pour les différents procédés

A partir de ces expériences de traitement des lixiviats partiellement stabilisé avec une valeur initiale de DCO 4436,3 mg/l, recueillies auprès de la décharge d'Ouled Fayet, les conclusions suivantes peuvent être tirées :

- Des capacités élevées d'enlèvement de la DCO ont été obtenus pour les lixiviats partiellement stabilisée traités par coagulation / floculation ; la valeur optimale d'élimination de la DCO a atteint 65.6 % avec une dose de 1,2 g / l de FeCl_3 de, et un pH ajusté à 6.
- Le taux maximal de la DCO qui pourrait être enlevée par le processus de Fenton était de 63,6 %. Un tel retrait maximum a été atteint en utilisant les conditions de fonctionnement optimales suivantes : pH initial = 2.5, $[\text{H}_2\text{O}_2] = 4 \text{ g / l}$ et $[\text{H}_2\text{O}_2] / [\text{Fe}^{+2}] = 4$.
- La coagulation / floculation suivie du procédé Fenton s'est avérée être efficace dans la réduction de la matière organique, elle a donné lieu à une élimination finale de 80% de la DCO.
- Aucune élimination supplémentaire notable de la DCO a été obtenu dans l'expérience en utilisant la combinaison de processus de Fenton suivie de la coagulation / floculation



CHAPITRE V

TRAITEMENT DES LIXIVIAT PAR LA COMBINAISON BOUES ACTIVEE ET FENTON

Le lixiviat du casier N° 5 est fortement pollué (DCO, DBO₅, ammonium) et doit être traité avant rejet. Pour un lixiviat jeune, un traitement biologique est fortement recommandé et afin d'éliminer la fraction résiduelle récalcitrante, un procédé physico-chimique combiné peut être efficace. Pour cela des expériences de traitement par boues activées, par oxydation Fenton ainsi qu'un traitement combiné boue activée/ oxydation-Fenton ont été appliqués.

Le lixiviat frais traité par la combinaison des procédés boues activées et oxydation Fenton est caractérisé par un pH de 8,1 ; une DBO₅, une DCO et leur rapport de 10000 mg O₂ /l, 30449 mg O₂ /l et 0,36 respectivement. Cet échantillon a été recueilli à partir du casier 5 le 17/05/2009.

V.1. Traitement par les boues activées :

V.1.1. Cinétique de biodégradation et effet des quantités des boues activées sur le traitement du lixiviat

Afin d'examiner l'efficacité d'addition de quantités variables des boues activées sur l'efficacité de traitement, nous avons, à chaque fois, ajouté 25, 50, 75, et 100 ml de la liqueur mixte provenant d'une station d'épuration des eaux usées urbaine, à 800 ml de lixiviat. Ces expériences ont été réalisées parallèlement à un essai témoin sans addition de boue.

Les résultats sont présentés dans la figure 5.1.

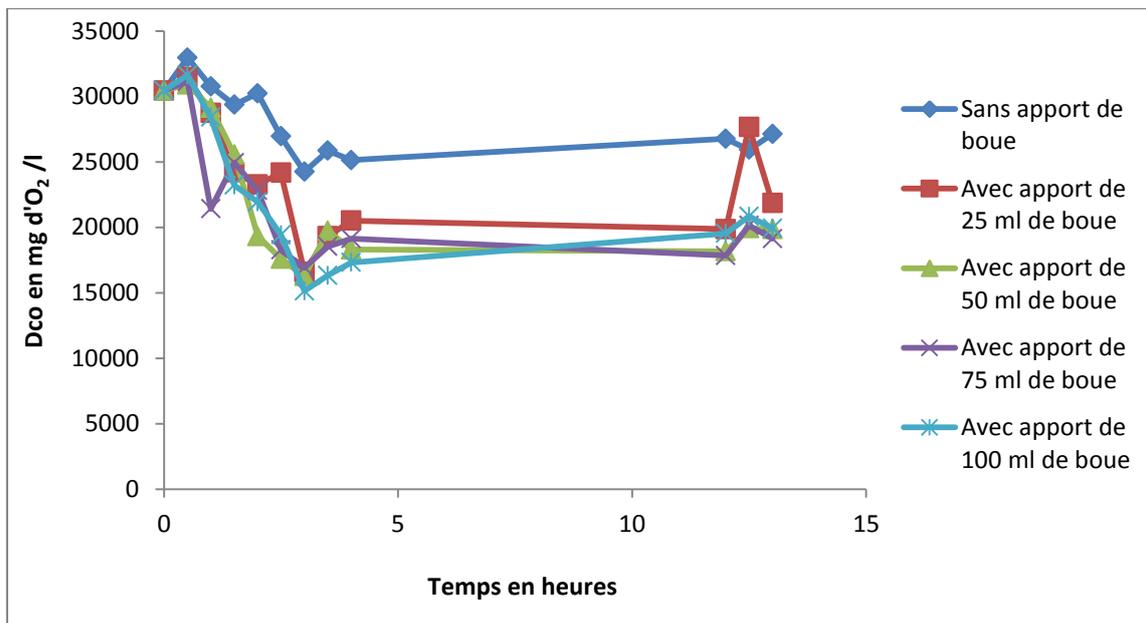


Figure 5.1 : Cinétique de biodégradation et effets des différentes quantités de boue

Une augmentation de la DCO dans les trente premières minutes de fonctionnement du système jusqu'à l'adaptation des micro-organismes au lixiviat a été observée. Puis diminue en raison de la biodégradation des composés organiques par les microorganismes adaptés jusqu'à ce que les conditions d'état stable aient été atteintes après une durée de traitement de 3h 30. Une décroissance légère de la DCO pour le béccher sans apport de boues activées a été constatée. Ainsi, le volume optimal de boue retenu est de 50 ml correspondant à un taux de

47% d'élimination de la DCO.

V.1.2. Etude à l'échelle laboratoire du recyclage de la boue :

Pour étudier l'effet de l'adaptation des microorganismes au lixiviat sur l'efficacité du traitement, nous avons mené des séries d'expériences avec recyclage de boue : E1 Première expérience, E2 Deuxième expérience avec recyclage de boue et E3 Troisième expérience avec recyclage de boue.

- E1= {
-Lixiviat brut (V=800ml)
-Boue activée (V=50 ml)
-Temps = 3h30
- E2= {
-Boue récupérée de E1(50ml) +lixiviat brut (800ml)
- Temps = 3h30
-Premier recyclage
- E3= {
- Boue récupérée de E2(50ml) +lixiviat brut (800ml)
- Temps = 3h30
-Deuxième recyclage

Les résultats de ces essais sont présentés dans la figure 5.2.

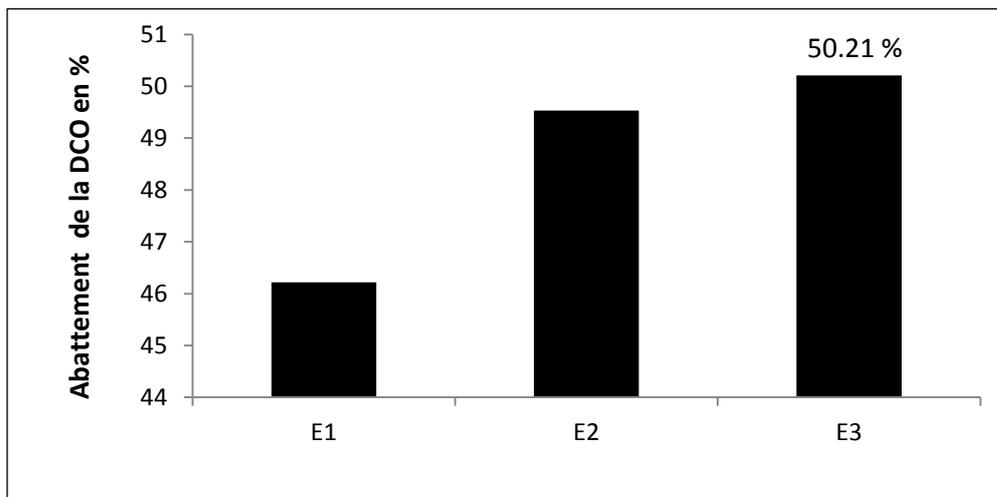


Figure 5.2 : Effets du recyclage des boues sur l'efficacité de traitement

De meilleurs rendements épuratoires ont été constatés en recyclant les boues, un taux d'épuration dépassant les 50 % a été atteint au bout du 3^{ème} recyclage.

V.2. Traitement des lixiviats par combinaison de boue activée et l'oxydation Fenton :

Afin d'améliorer le rendement épuratoire du lixiviat jeune fortement pollué, un traitement supplémentaire a été nécessaire afin d'éliminer les substances récalcitrantes restant après un processus biologique. Pour cela, le procédé d'oxydation avancée Fenton a été appliquée au lixiviat prétraité par boues activées. Une optimisation préalable des paramètres liés à Fenton a été réalisée sur lixiviat brut.

V.2. 1. Optimisation du rapport Molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$

Dans 6 béchers, contenant chacun un demi (1 /2) litre de lixiviats bruts, on ajoute la même quantité de H_2O_2 , et on fait varier les concentrations de Fe^{+2} de façon à essayer les rapports Molaires $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$ de 10, 15, 20, 25, 30 et 35, l'expérience a été effectuée à un pH initial de 3.5.

Après 45 min de décantation, le surnageant est prélevé pour analyses, les résultats sont présentés dans la figure ci- après.

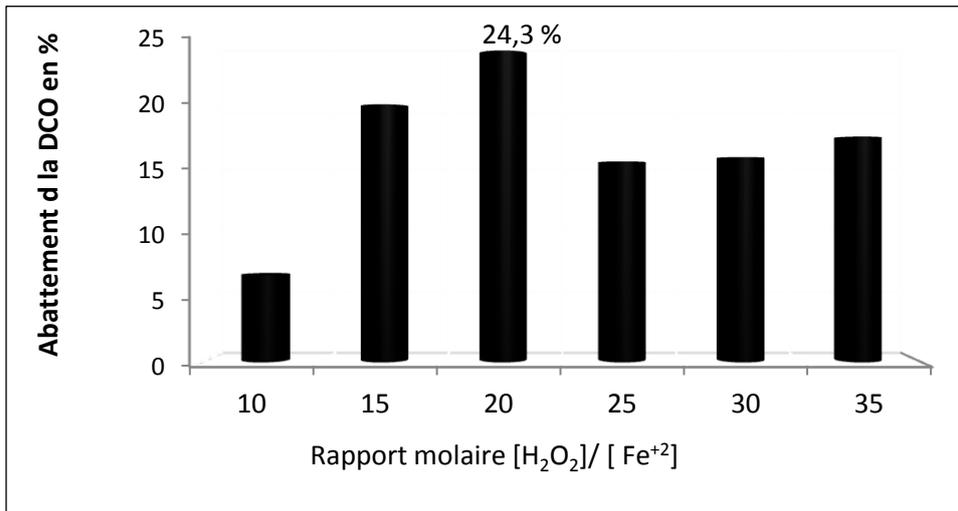


Figure 5.3 : Optimisation du rapport Molaire $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$; ($[H_2O_2]=30g/l$, $pH=3.5$)

Le rendement épuratoire maximal a été obtenu pour un rapport de 20 que l'on retient comme optimum.

V.2. 2. Optimisation des doses de H_2O_2 et Fe^{+2}

En maintenant constant le rapport $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]$, la concentration en état d'équilibre des radicaux d'hydroxyle dépend des quantités absolues H_2O_2 et de Fe^{+2} . Par conséquent, afin d'évaluer la relation entre l'élimination de la DCO et les concentration en H_2O_2 et Fe^{+2} , nous avons fixé le rapport à la valeur optimal trouvée 20 et on a varié les doses de H_2O_2 et Fe^{+2} correspondantes.

Toujours avec le même dispositif expérimental, le pH préalablement fixé à 3.5, après décantation, et analyses du surnageant nous aboutissons aux résultats illustrés par la figure 5.4.

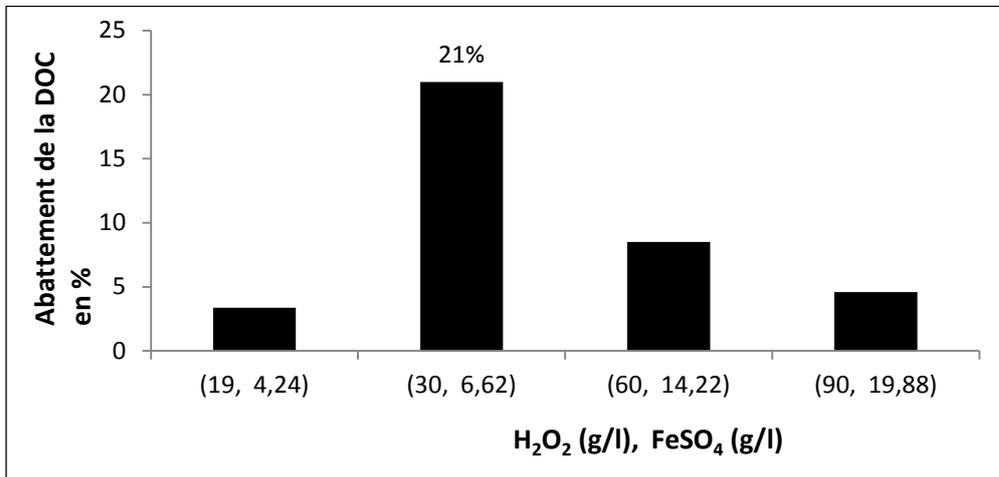


Figure 5.4 : Optimisation des doses de H₂O₂ et Fe⁺² ; ([H₂O₂]/ [Fe⁺²] =20, pH=3.5)
une meilleure efficacité de traitement a été obtenue avec 30 g/l de H₂O₂ et 6.62 g/l de Fe₂SO₄.

V.3. 3.Optimisation du pH :

Dans la gamme de pH 2,5 à 4,0, sauf ceux de Lau et al. 2001 ; Wang et al. 2000 ; Wang et al. 2009, les radicaux OH• sont plus efficacement générés, en plus les ions Fe²⁺ et Fe³⁺ sont maintenus en solution (Kochany et Lipczynska-Kochany, 2009). Afin d’optimiser le pH de la réaction Fenton, nous l’avons varié le pH dans la zone acide (2 à 4,5)

Les résultats sont illustrés par la figure 5.5.

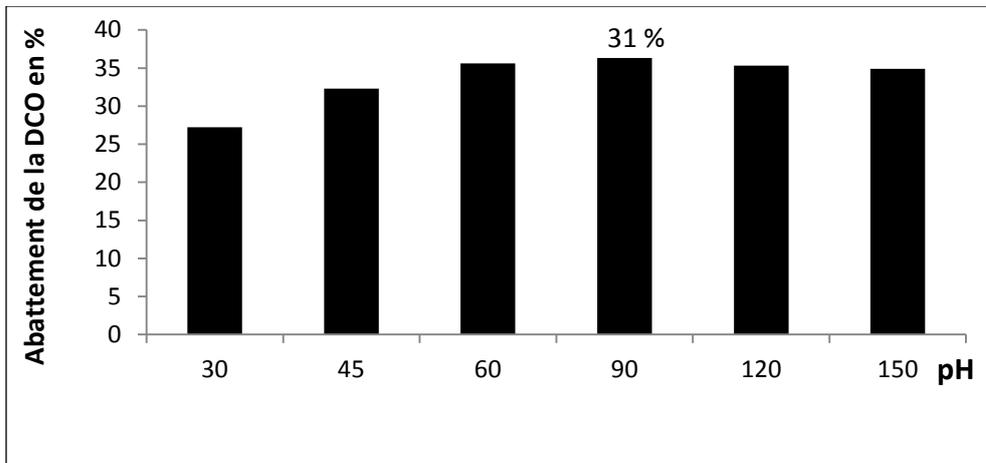


Figure 5.5 : Optimisation du pH ; ([H₂O₂]=30g/l, [H₂O₂]/ [Fe⁺²] =20)

Avec cet essai nous avons atteint les 30% d’élimination de la DCO correspondant à un pH de 3.5 .Ce qui correspond à un gain au niveau de la quantité d’acide à ajouter pour ajustement du pH.

V.2. 4.Optimisation du temps :

Pour cela, nous avons fixé les paramètres optimaux trouvés précédemment et nous avons varié le temps de réaction comme le montre la figure 5.6.

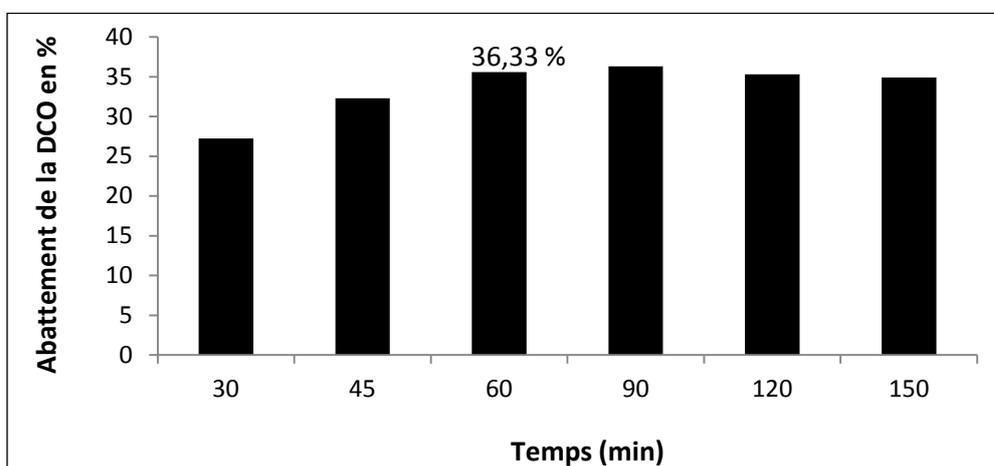


Figure 5.6 : Effet du temps sur la réaction Fenton ($[H_2O_2]=30$ g/l, $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}]=20$, pH=3.5)

Nous constatons que les meilleurs rendements se manifestent à partir de 60 min, temps à partir duquel il n'y a pas d'effet supplémentaire considérable sur le rendement épuratoire.

V.2.5. Traitement des lixiviats jeunes par boues activée suivi de l'oxydation Fenton

Après la détermination des conditions optimales du traitement par boues activées, nous avons soumis le lixiviat préalablement traité par cette voie à l'oxydation Fenton sur la base des résultats de l'étude d'optimisation de ce procédé : $[H_2O_2]/ [Fe^{+2}] = 20$ et $H_2O_2 : DCO = 1$. Une plus haute élimination de la DCO (62,90%) a été atteinte.

V.3. Caractéristiques des lixiviats traités

Le tableau suivant regroupe les valeurs caractérisant notre effluent traité par boue activée, par oxydation Fenton et puis par la combinaison boue activée suivie par Fenton.

Tableau 5.1 : Caractérisation des lixiviats jeune avant et après les différents traitements

Paramètres	Avant traitement	Après traitement biologique	Après l'oxydation Fenton	Après le traitement combiné
pH	7.7	6.8	3.82	5.7
Conductivité (ms/cm)	22.4	56.8	72.1	33.2
P. redox (mv)	-39.8	-78.8	12.3	22.4
Température (°C)	26	/	/	/
DCO (mg/l)	30449	15163.60	193396	11296
DBO ₅ (mg/l)	10000	1000	264	205
DBO ₅ / DCO	0.32	0.061	0.0138	0.018
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	118.34	148.22	66.58	68.31
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	63.55	35.44	/	450.74
NO ₃ ⁻ (mg/l)	118.68	29.33	52.8	23.74
NO ₂ ⁻ (mg/l)	47.05	89.23	15.23	9.00
NH ₄ ⁺ (mg/l)	40294.11	12335.29	13498.52	10176.47
Cl (mg/l)	4171.25	2358.34	3669.5	1973.71
MES (mg/l)	1.835	/	/	0.789

D'après cette série d'expériences, il en résulte les conclusions suivantes :

- Les conditions de fonctionnement optimales du système sont:

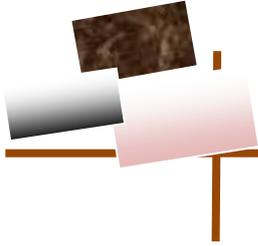
Résultats et interprétations

- Pour les processus boue activée : 50 ml de boue ajoutée à 800 ml de lixiviat.
- Pour l'oxydation Fenton: pH initial 3.5, le rapport de la masse de H_2O_2 à DCO était de 1, et le rapport $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{+2}]$ est de 20.
- La biodégradabilité des lixiviats donné par le rapport DBO_5/DCO a fortement diminué après le procédé par boues activées en raison de la présence de matières organiques biologiquement réfractaires.
- Lorsque le lixiviat brut a été traité par le procédé par boues activées, la petite fraction organique a été éliminée et une bonne partie de la grande composante organique restante a été décomposé après traitement par Fenton.
- Malgré la combinaison des deux procédés de traitement (boue activée suivi de Fenton), les caractéristiques de l'effluent final traité ne répondent pas aux normes de rejet. Une meilleure optimisation des paramètres de traitement étudiés, celle du débit d'aération ainsi qu'un traitement tertiaire de finition est nécessaire.

Suite aux résultats obtenus en appliquant les différents procédés physico-chimiques et biologiques à divers types de lixiviats, nous résumons les performances dans le tableau 5.2.

Tableau 5.2 : Performance des différents procédés de traitement

Age du lixiviat	Concentrations initiales				Traitement Appliqué	Résultats Abattement en %	
	DCO	DBO ₅	NH ₄ ⁺	DBO ₅ /DCO		DCO	NH ₄ ⁺
Vieux (lixiviat du point P1)	5593.22	75	7001	0.01	Coagulation	78	25
					Électrocoagulation	83.6	18
Intermédiaire (Lixiviat du point p2)	8508.9	1209.3	3960	0.14	Oxydation Fenton	76.3	50.3
					Électro - Fenton	90	55
Intermédiaire (Lixiviat du point p2)	4436.26	576	1912.58	0.13	Coagulation	65.6	/
					Oxydation Fenton	63.6	/
					Coagulation suivi de l'oxydation Fenton	80	/
					Oxydation Fenton suivie de la coagulation	63.9	/
Jeune (lixiviat du point P3)	30449	10000	40294.11	0.32	Boue activée	50.2	69.4
					Oxydation Fenton	36.3	66.5
					Boue activée suivi de l'oxydation Fenton	62.9	74.7



CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

Cette étude, qui s'inscrit dans le cadre général d'une meilleure prise en charge de la gestion des déchets en Algérie, a eu pour but de mener un suivi des principaux paramètres de pollution physico-chimiques du lixiviat algérien généré par le Centre d'enfouissement technique (CET) d'Ouled Fayet (Alger) et d'étudier différents procédés de traitement. Des procédés classiques (coagulation-floculation, boues activées) et des procédés d'oxydation avancée y compris électrochimiques (oxydation Fenton, électrocoagulation, électro-Fenton) ainsi que la combinaison de la coagulation-floculation et l'oxydation Fenton ont été appliqués pour le traitement de lixiviat vieux et lixiviat partiellement stabilisé. Un traitement par boue activée intégré à l'oxydation Fenton pour le traitement d'un lixiviat frais a été également réalisé. Ainsi cinq parties ont constitué l'ossature de ce travail.

Un suivi des principaux paramètres de pollution des échantillons de lixiviat, recueillis à partir de trois points différents (P1, P2 et P3) au niveau du CET d'Ouled Fayet a été mené. Ainsi, 71 échantillons de lixiviats ont été prélevés pendant une longue période allant de 2007 à 2013. Les données présentées indiquent que l'âge du lixiviat, qui correspond à l'étape de stabilisation, a un effet significatif sur les caractéristiques et la composition du percolât. Trois types de lixiviat ont été identifiés : âgé pour le percolât du point P1, intermédiaire pour celui de P2 et jeune pour le lixiviat issue de P3.

Les résultats obtenus montrent que ces lixiviats véhiculent une charge de pollution très élevée (pollution organique, minérale et azotée). Actuellement les lixiviats de la décharge sont rejetés dans l'Oued Ben Brahem sans aucun traitement. Les valeurs des paramètres de pollution analysés dépassent en effet les normes de rejet dans un milieu récepteur, d'où la nécessité de traiter ces lixiviats.

Le traitement d'un lixiviat âgé par les deux techniques : coagulation et électrocoagulation a abouti aux résultats suivants : Concernant la coagulation chimique, une dose de 1,6 g/l de FeCl_3 à pH=5 a été jugée suffisante pour éliminer jusqu'à 78% de DCO. Le procédé d'électrocoagulation a permis d'obtenir un rendement de dépollution (réduction de la pollution oxydable) de l'ordre de 83,6 % avec les conditions optimales : Vitesse d'agitation $v = 150$ tr/mm, distance inter-électrodes $e = 1,7$ cm, courant de densité $d = 860$ A/m² et un pH initial = 5. Les résultats des analyses pour le traitement des lixiviats ont révélé que l'électrocoagulation est plus efficace dans l'élimination de la DCO et la production de boues. Cependant, les résultats obtenus ne satisfont pas aux normes de rejet. Un traitement supplémentaire était nécessaire.

Les procédés d'oxydation avancée, le Fenton chimique et l'électro-Fenton ont été appliqués au traitement d'un lixiviat en voie de stabilisation. Dans le cas de l'oxydation Fenton, l'influence de trois paramètres a été étudié : le rapport molaire $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}]$, la dose de H_2O_2 et le pH. Ainsi, dans les conditions optimisées du procédé de traitement, on a obtenu

Conclusion générale

un rendement d'épuration de 76% DCO, 79% P-PO₄ et 50% de N- NH₄. L'application du procédé électro-Fenton dans les conditions optimales a permis l'élimination de 90% de DCO, 93% de P-PO₄ et 55% de NH₄-N au bout de 40 min. En comparaison des deux procédés, la méthode E-Fenton atteint une meilleure performance d'épuration.

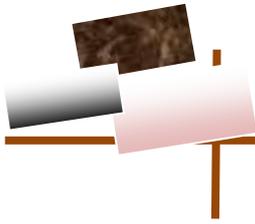
L'efficacité des deux procédés : coagulation, oxydation fenton ainsi que leur combinaison pour le traitement d'un lixiviat en voie de stabilisation a été étudié. La valeur optimale d'élimination de la DCO a atteint environ 65.6 % avec une dose de 1,2 g / l de FeCl₃ de, et un pH ajusté à 6. Pour le procédé Fenton, le taux maximal de 63,6 % d'élimination de la DCO a été obtenu en utilisant les conditions de fonctionnement optimales suivantes : pH initial = 2.5, H₂O₂ = 4 g / l et [H₂O₂] / [Fe⁺²] = 4. En effet, La coagulation / floculation suivie du procédé Fenton s'est avérée être efficace dans la réduction de la matière organique, il a donné lieu à une élimination finale de 80% de la DCO.

Une étude sur la traitabilité d'un lixiviat jeune fortement pollué de la décharge d'Ouled Fayet en utilisant une combinaison de procédés : Boues activées et oxydation Fenton a été menée. Un rendement épuratoire maximal de 62.9 % a été atteint. La biodégradabilité des lixiviats définie comme DBO₅/ DCO a fortement diminué après le procédé par boues activées. Par ailleurs, malgré la combinaison des deux procédés de traitement, les caractéristiques de l'effluent final traité ne répondent pas aux normes de rejet, nous recommandons une meilleure optimisation des paramètres avec inclusion du débit d'air et un traitement tertiaire de finition.

Etant arrivé à saturation, l'exploitation du CET d'Ouled Fayet a été arrêté. Le CET a été fermée fin décembre 2013. Cependant, même fermé, le site continuera à produire des lixiviats de plus en plus récalcitrants pendant plusieurs années encore.

Les pouvoirs publics doivent veiller à ce que les CET implantés et les futurs CET soient dotés d'installation de récupération et de traitement des lixiviats générés par l'enfouissement des déchets. Bien qu'étant produits en volume relativement faible, ils peuvent engendrer sur le milieu de très fortes nuisances.

Cette étude a montré que ces lixiviats peuvent être traités de manière très satisfaisante avec des procédés plus ou moins faciles à mettre en œuvre.



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Ahn, D.H., Yun-Chul, C., Won-Seok, C. Use of coagulant and zeolite to enhance the biological treatment efficiency of high ammonia leachate. 2002. *J. Environ. Sci. Health Part A*, 37 : 163–173.

Aina, M.P. Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les ped : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites. 2006. Thèse de doctorat, université de limoges.

Aloueimine, S.O. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision . 2006. Thèse de Doctorat, Université de Limoges.

Amokrane, A., Comel, C., Veron, J. Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation. 1997. *Water Res.*, 31 : 2775–2782.

A.N.D : Agence nationale des déchets, rapport interne. 2013. Alger.

A.N.D : Agence nationale des déchets, rapport intitulé "La gestion des déchets en Algérie" .2011. Alger.

Andreozzi, R., Caprio, V., Marotta, R. Advanced Oxidation Processes (AOP) for water purification and recovery. 1999. *Catalysis Today*. 53 : 1, 51–59.

Association des exportateurs de métaux ferreux et non ferreux algérienne, 2008

Atmaca, E. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. 2009. *J. Hazard. Mater.* 163: 109–114.

Ayoub, G.M., Semerjian, L., Acra, A., El Fadel, M., Koopman, B. Heavy metal removal by coagulation with seawater liquid bittern. 2001. *J. Environ. Eng.* 127 : 196–202.

Barb, W.G., Baxendale, J.H., George, P., Hargrave, K.R. Réaction d'un fer à repasser ferreux et ferrique avec du peroxyde d'hydrogène. 1951. *Trans. Faraday Soc.* 47 : 462-616

Ben Ammar, S. Les enjeux de la caractérisation de déchets ménagers pour le choix de traitements adoptés dans les pays en développement : Résultats de la caractérisation dans le grand Tunis. Mise au point d'une méthode adoptée. 2006. Thèse de doctorat. Institut Polytechnique de Lorraine.

Bernache-Perez, G., Sanchez-Colon, S., Garmendia, A.M., Devillavillreal, A., Sanchez-Salazar, M.E. Solid waste characterization study in the Guadalajara Metropolitan zone, Mexico. 2001. *Waste Management & Research*. 19: 413-424.

Bernache G. The environmental impact of municipal waste management: the case of Guadalajara metro area. 2003. *Resources Conservation & Recycling* . 1-15.

Bigda, R.J. Consider Fenton's chemistry for wastewater treatment *Chem.* 1995. *Eng. Prog.* 62–66.

Billard, H. Centres de stockage des déchets « exploitation ».2001. Techniques de

l'ingénieur, traité environnement, G 2 102,.

Bohdziewicz, J., Bodzek, M., Gkórska, J. Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. 2001. *Process Biochem.* 36: 641–646.

Bossmann, S.H., Oliveros, E., Goeb, S., Siegwart, S., EP Dahlen, L., Payawan, Jr. De nouvelles preuves contre les radicaux hydroxyles comme intermédiaires réactifs dans les réactions de Fenton thermique et photochimique accrue .1998. *J. Phys. Chem. A.* 102 : 28, 5542-5550.

Boulam, S. Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans matière. 2005. Thèse de Doctorat .Institut National Polytechnique de Toulouse.

Boudesocque, N. Contribution à l'étude de plasmas d'arc immergé Applications à la décontamination et à la gazéification d'effluents organiques aqueux. 2007. Thèse de doctorat, Université De Limoges.

Boye, B., Dieng, M.M., Brillas, E. Degradation of herbicide 4-chlorophenoxyacetic acid by advanced electrochemical oxidation methods. 2002.*Environ.Sci. Technol.*, 36 : 3030–3035.

Buda, F., Ensing, B., EJ Baerends, G. Etude de la DFT intermédiaire actif dans la réaction de Fenton. 2001.*Chem-Eur. J.* 7:13, 2775-2783.

Cahier technique du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet. 2008.

Chaudhari, L.B., Murthy, Z.V.P. Treatment of landfill leachates by nanofiltration. 2010. *J.Environ. Manage.* 91 : 1209-1217.

Chassagnac, T. Réhabilitation des décharges - Mécanismes de dégradation et impacts 2005. Référence G 2680.

Chen, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. 2004. *Separation and purification technologie.* 38: 1, 11-41.

Ching, H.W., Tanaka, T.S., Elimelech, M. Dynamics of coagulation of kaolin particles with ferric chloride. 1994. *Water Res.*, 28: 3, 559–569.

Choo, K.H., Lee, C.H. Membrane fouling mechanism in the membrane-coupled anaerobic bioreactor.1996. *Water Res.* 30: 771–1780.

Chou S.S., Huang, Y.H., Lee, S.N., Huang, G.H., Huang, C.P. Treatment of high strength hexamine-containing wastewater by electro-Fenton method. 1999. *Water Res.* 33: 751–759.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P. Basic biochemical process in landfills, sanitary landfilling: Process, Technology and environmental impact. 1989. Academic press, New York .29-49.

- Chung, S.S., Poon, C.S. A comparison of waste management in Guangzhou and Hong-Kong. 1998. *Ressources, Conservation and Recycling* 22: 203-216.
- Commission Européenne (SMAP-II), Projet régional de gestion des déchets solides dans les pays du magreb et du mashrek. 2006. Rapport sur la conception et le développement d'une unité de suivi des contrats dans la wilaya d'Alger, Algérie
- Cortez, S., Pilar, T., Rosário, O., Manuel, M. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. 2011. *Journal of Environmental Management*. 92: 3, 749–755.
- Cotman, M., Gotvajn, AZ. Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. 2010. *J Hazard Mater*.
- Crini, G., Bado, P. M. Traitement et épuration des eaux industrielles polluées . 2007. Presses universitaires de Franche-Comté. France.
- Dabouineau, L, Lamy, Y, Collas. P. Phytoremédiation et phytorestauration, ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. 2005. Les dossiers de VivArmor : Ces plantes qui dépolluent, dossier environnement. France.
- Damien, A. Guide du traitement des déchets. 2002. Dunod, Paris.
- Damien, A. Guide du traitement des déchets - Réglementation et choix des procédés. 2013. 6e édition. Dunod, Paris.
- Degrémont, S.A. Mémento technique de l'eau. 2005. tome 1, Degrémont , France.
- Dessau, S. I. Schéma Directeur de Gestion des Déchets à Ouagadougou. 1999. Burkina Faso.
- Deng, Y., Englehardt, J.D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process . 2006. Review Article *Water Research*. 40: 20, 683-3694.
- Deng, Y., Englehardt, J. D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. 2005. *J. Hazard. Mater* .125 : 166–174.
- Desachy, C. La décharge a un avenir : le centre de stockage . 2000. TSM, numéro 1.
- Desjardins, R. Le traitement des eaux. 1997. Amazon France.
- Detoc, S. Élimination des pesticides par le charbon actif dans les eaux destinées à la consommation humaine. 1998. Agence de l'Eau Loire-Bretagne.
- Dorffman, R. Les résidus urbains, cahier de l'A.G.T.M.H. 1975. Techniques et documentation. Tome 1. Paris.
- Dorffman, R. Les résidus urbains, collecte des résidus urbains, nettoyage des voies publiques. 1985. Volume 1. Paris.
- Duan, J.M., Gregory, J. Coagulation by hydrolyzing metal. 2003. *Salts Adv. Colloid*

Interface Sci., 100–102 : 475–502.

Duchene, Ph., Cotteux, E. Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. 1993. TSM, 9 : 471-477.

Edelahi, M. Contribution à l'Etude de Dégradation in situ des Pesticides par Procédés d'Oxydation Avancés Faisant Intervenir le Fer. Application aux Herbicides Phénylurées. 2004. Thèse de Doctorat. Université de Marne-La-Vallée.

El-Fadel, M., Massoud, M., Methane emissions from landfills: a methodology comparative assessment. 2000. Environ. Technol. 21: 965-975.

Emamjomeh, M.M., Sivakumar, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. 2009. J. Environ. Manage. 90 : 1663–1679.

Fehr, M., Castro, M.S.M.V., Calcado, M.D.R. A practical solution to the problem of household waste management in Brasil. 2000. Resource, Conservation and Recycling 30 : 245-257.

Fenton, H.J.H. Oxidation of tartaric acid in the presence of iron. 1994. J. Chem. Soc. 65: 899–910.

Fockedey, E., Van Lierde, A., Coupling of anodic and cathodic reactions for phenol electro-oxidation using three-dimensional electrodes. 2002. Water Res., 36: 4169–4175.

Fraquar, G.J., Rovers, S.A. Gaz production during refuse composition. 1973. Water, Air and Soil Pollut. 2: 83-495.

Gallard, H., De Laat, J., Legube, B., Effect of pH on the oxidation rate of organic compounds by Fe-II/H₂O₂, mechanisms and simulation. 1998. New J. Chem., 22: 3 , 263–268.

Gau, S.H., Chang, F.S. Improved Fenton method to remove the recalcitrant organics in landfill leachate. 1996. Water Sci. Technol. 34 : 455–462.

Gautier, M. Interactions entre argile ammoniée et molécules organiques dans le contexte du stockage des déchets. Cas de molécules à courtes chaînes. 2008. Thèse de doctorat. Institut des Sciences de la terre. France.

Geenens, D., Bixio, B., Thoeye, C. Combined ozone-activated sludge treatment of landfill leachate. 2001. Water Sci. Technol. 44: 359–365.

Glaze W.H., Kang J.W., Chapin D.H. The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. 1987. Ozone Sci & Eng.

Gogate, P.R., Pandit, A.B. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions 2004. Adv. Environ. Res. 8 : 3–4 , . 501–551.

Gourdon R. Traitement Biologique des Déchets . 2003. Traité Environnement . Techniques de l'Ingénieur. France .

- Guibbert, J.J. Changer d'échelle pour un changement éco-social significatif.1998. Fiche technique compostage et gestion des ordures ménagères, www.globenet.org
- Guinea, E., Arias, C., Cabot, P.L., Garrido, J.A., Rodríguez, R.M., Centellas, F., Brillas, E. Mineralization of salicylic acid in acidic aqueous medium by electrochemical advanced oxidation processes using platinum and boron-doped diamond as anode and cathodically generated hydrogen peroxide.2008. *Water Res.* 42: 499–511.
- Gulsen, H., Turan, M. Treatment of sanitary landfill leachate using a combined anaerobic fluidized bed reactor and Fenton's oxidation. 2004. *Environ Eng Sci*, 21:5, 627-636.
- Guo, J.S., Abbas, A. A., Chen, Y.P., Liu, Z.P., Fang, F., Chen, P. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. 2010. *Journal of Hazardous Materials.* 178: 1–3, 15, 699-705.
- Guyonnet, D., Didier – Guelorget, B., Provost, G., Feuillet, C. Accounting for water storage effects in Landfill leachate modeling. 1998.*Waste Management Research.* 16: 3, 285- 295.
- Henry, J.G., Prasad, D., Young, H. Removal of organics from leachates by anaerobic filter. 1987. *Water Res.*, 21: 1395–1399.
- Hoilijoki, T.H., Kettunen, R.H., Rintala, J.A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. 2000. *Water Res.*, 34: 1435–1446.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchel, C.A. The future of electrocoagulation as a localised water treatment technology. 2005. *Chemosphere*, 355-367.
- Hueber, D. Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains. 2001. Allemagne.
- Ilhan, F., Kurt, U., Apaydın, O., Gonullu, M.T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. 2007. *J. Hazard. Mater.*, 154: 381–389.
- Im J.-H., Woo, H.-J., Choi, M.W., Han, K.B., Kim, C.W. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic–aerobic system. 2001. *Water Res.*, 35 :10, 2403-10.
- Institut de Veille Sanitaire, Stockage des Déchets et santé publique. Synthèse et recommandation. 2004 .Rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé Françaises .
- J.O.R.A.D.P. Gestion, contrôle et élimination des déchets.2001. n° 13.
- J.O.R.A.D.P.code communal .1990. n° 15.
- J.O.R.A.D.P. Les valeurs limites des paramètres de rejet des effluents liquides industriels.2006. n° 26.
- Jupsin, H., Praet, E., Vasel, J.L. Caractérisation des lixiviats de CET et modélisation de

leur évolution. 2002. Proceeding of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management, 884-896.

Kargi, F., Pamukoglu, M.Y. Le traitement biologique aérobie du lixiviat prétraité par opération fed-batch. 2003. 33: 5, 588-595.

Karthivale, S., Yunus, M.N.M., Sopian, K., Samsunddin A.H. Energy potential from Municipal Solid Waste in Malaysia. 2003. *Renewable Energy* 29 : 559-567.

Kehila, Y. The landfill in Algiers and the use of geosynthetic material to protect the environment. 2005. Proceeding 7th International conference in geosynthetic.

Kennedy, K.J., Lentz, E.M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. 2000. *Water Res.* 34: 3640–3656.

Kim, J.S., Kim, H.Y., Won, C.H., Kim, J.G. Treatment of leachate produced in stabilized landfills by coagulation and Fenton oxidation process. 2001. *J. Chin. Inst. Chem. Eng.*, 32: 5, 425–429.

Kim, S., Vogelpohl, A. Degradation of organic pollutants by the photo-Fenton process. 1998. *Chem. Eng. Technol.*, 21: 187–191.

Kochany, J., Lipczynska-Kochany, E. Utilization of landfill leachate parameters for pretreatment by Fenton reaction and struvite precipitation-A comparative study. 2009. *J. Hazard. Mater.*, 166: 248–254.

Krug, M.N., Ham, R.K. Analysis of long-term leachate characteristics in wisconsin landfills. 1995. 18th Int. Madison Waste Conference, Department of Engineering. Professional Development, Madison.

Kurniawan, T.A., Lo, W., Chan, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. 2006. *Journal of Hazardous Materials*, 129: 1-3, 80-100.

Kusvuran, E., Gulnaz, O., Irmak, S., Atanur, O.M., Yavuz, H.I., Erbatur, O. Comparison of several advanced oxidation processes for the decolorization of Reactive Red 120 azo dye in aqueous solution. 2004. *J. Hazard. Mater.* B109 : 85–93.

Lau, I.W.C., Wang, P., Fang, H.H.P. Organic removal of anaerobically treated leachate by Fenton coagulation. 2001. *J. Environ. Eng.* 27: 7 , 666–669.

Lau, I.W.C., Wang, P., Chiu, S.S.T., Fang H.H.P. Photoassisted Fenton oxidation of refractory organics in UASB-pretreated leachate. 2002. *J. Environ. Sci.* 14 : 388–392.

Lauret, J-M., Prud'homme, E., Salmon, Ph. Recherche sur le traitement biologique des lixiviats des centres d'enfouissement technique. 1989. *T.S.M.*, 3: 149-158.

Lee, H., Shoda, M. Removal of COD and color from livestock wastewater by the Fenton method. 2008. *J. Hazard. Mater.* 153: 1314–1319.

- Levan, M. D., Carta, G., Yon, C. M. Adsorption and ion exchange.1999. Perry's Chemical Engineers Handbook.
- Li, X.Z., Zhao, Q.L. Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pre-treatment. 2001.Chemosphere. 44: 37–43.
- Li, W., Hua, T., Zhou, Q.X., Zhang, S.G., Li, F.X. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption .2010. Desalination, 264: 56–62.
- Lin, S.H., Chang, C.H. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. 2000. Water Res., 34: 4243–4249.
- Linde, K., Jönsson, A.S. Nanofiltration of salt solution and landfill leachate. 1995. Desalination103: 223–232.
- Linde, K., Jönsson, A.S., Wimmerstedt, R. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis.1995. Desalination, 101: 21-30.
- Liu, X., Li, X.M., Yang, Q., Yue, X, Ting, T. , ZhengShen, W. Landfill leachate pretreatment by coagulation–flocculation process using iron-based coagulants: Optimization by response surface methodology.2012. Chemical Engineering Journal Volumes 200–202.
- Liu, H., Li, X.Z., Leng, Y.J., Wang, C .Kinetic modeling of electro-Fenton reaction in aqueous solution.2007.Water Res., pp. 1161–1167.
- Lo, I. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills.1996. environ.Int., 22: 433–442.
- Lopez A., Pagano M., Volpe A., Pinto, A. D. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate Chemosphere.2004. 54 : 1005–1010.
- Loudjani, F., Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés. 2003. MATET. Programme des Nations Unis pour le Développement (PNUD).
- Mameri N., H. Lounici, Belhocine, D., Grib, H., Piron, D.L., Yahiat Y. Defluoridation of Sahara water by small plant electrocoagulation using bipolar aluminium electrodes. 2001.Separation and Purification Technology 24 :1, 113-119.
- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Fernández-Méndez, A., Fernández-Sánchez, A. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. 2008. J. Hazard. Mater., 1560: 538–544.
- Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., Somunen, K.M., Soimasuo, R.M., Rintala, J.A. Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. 2002. Chemosphere, 46 : 851–858.
- M.A.T.E, 20003 :Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Agence Nationale de Déchets A.N.D. Guide des techniciens communaux pour la gestion

des déchets ménagers et assimilés. 2003 .

M.A.T.E.T, 2008 : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement., Agence Nationale de Déchets A.N.D. Etude du schéma directeur de collecte et de traitement des déchets solides des 57 communes de la wilaya d'Alger. 2008 .

M.A.T.E, 2001. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Guide de gestion des déchets ménagers et assimilés.2011.

Meeker, R.E. Stabilization of Hydrogen Peroxide.1965. US Patent 3 : 208, 606.

Mezouari, F. Les décharges publiques du grand Alger et l'utilisation des matériaux géosynthétiques comme barrière d'étanchéité : Cas de la décharge d'Ouled Fayet. 2002. Mémoire de Magister en Urbanisme. Epau Alger.

Millot, N. Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. 1986. Thèse de doctorat, INSA Lyon.

Mohanty, N.R., Wei, I.W. Oxidation of 2,4-dinitrotoluene using Fenton's reagent: reaction mechanisms and their practical applications.1993. Hazard. Waste Hazard. Mater., 10: 171–183.

Mollah, M.Y.A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D.L. Electrocoagulation (EC) — science and applications.2001. J. Hazard. Mater., 84 :1, 29–41.

Murat, M. Valorisation des déchets et sous produits industriels. 1981. Paris.

Mutasem, E.F., Angelos, N., F., James, O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. 1997. Journal of Environmental Management, 50:1, 1-25.

Narayanan; T.S.N.S., Magesh, G., Rajendran, N. Degradation of o-chlorophenol from aqueous solution by electro-Fenton process.2003. Fresenius Environ. Bull., 12: 776–780.

Neyens, E., Baeyens, J.A .Review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique.2003. J. Hazard. Mater.. 98 : 33–50.

Ngnikam, E. Evaluation environnementale et économique de systèmes de gestion des déchets solides municipaux : analyse du cas de Yaoundé au Cameroun.2000. LAEPSI.

Ojeda-Benitz, S., Armijo, De Vega, C., Ramirez-Barreto, M.E. Characterization and quantification of household solid waste in a Mexican city. 2003. Resources,Conservation and Recycling 39 : 211-222.

ONEM . Rapport sur l'état de l'environnement du Maroc, Chapitre 4 : Déchets et milieux humains. 2001. Observatoire National de l'Environnement au Maroc.

Orupold, K., Tenno, T., Henrysson T. Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate. 2000. Water Res., 34, pp. 4389–4396.

Outran, M.A., Peirotten, J., Chartrin, P., Acher, A.J. Complete destruction of p-nitrophenol in aqueous medium by electro-Fenton method.2000. Environ. Sci. Technol., 34 , pp. 3474–

3479.

Ozanne, F. Les lixiviats de décharge, les points de connaissance en 1990. 1990. Techniques, Sciences et Méthodes, juin, 512p.

Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., Gomec-Yangin, C.A .Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. 2003.Waste Manage.23: 441–446.

Pala, A., Erden, G. Chemical pretreatment of landfill leachate discharged into municipal biological treatment systems. 2004. J. Environ. Eng. Sci. 21: 549–557.

Palma, L. D., Ferrantelli, P., Merli, C., Petrucci, E. Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis .2002. Waste Manage. 22: 951–955.

Panizza, M., Cerisola, G. Removal of organic pollutants from industrial wastewater by electrogenerated Fenton's reagent .2001.Water Res. 35: 3987–3992.

Perez G., Fernandez-Alba, A.R., Urtiaga, A.M., Ortiz, I. Electro-oxidation of reverse osmosis concentrates generated in tertiary water treatment. 2010. Water Res. 44: 2763–2772.

Peters, T.A. Past and future of membrane filtration for the purification of landfill leachate. 1999. Proceedings of the 7th International Landfill Symposium Sardinia, Italy 335–344.

Pignatello, J J. Dark and photoassisted Fe³⁺-catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen peroxide. 1992. Environmental Science and Technology, 26 :5, 944–951.

Pronost, R., Matejka, G. Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. 2000. Production, caractérisation, traitement, Environnement & Technique, 196 : 25-29.

Proux, C., Enlèvement du phosphore par procédé d'électrocoagulation. Le cas d'une unité de traitement pour résidences isolées. 2008. Mémoire de maîtrise des sciences.Université Laval de QUÉBEC, 203 p.

Rahhal, S., Richter, H.W., La réduction du peroxyde d'hydrogène par le chélate de fer ferreux, de la diéthylènetriamine- N, N, N', N'', N'''-penta-acétate. 1988. J. Am. Chem. Chem. Soc., 110 :10, 3126-3133.

Ramade F. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. 1998. Ediscience international.

Raymond Desjardins. Le traitement des eaux, 2e édition revue et améliorée. 1999. Presses Polytechnique de Montréal.

Reinhart D.R., Pohland F.G., Stevens D.K. Mathematical fate modelling of hazardous organic pollutants université d'orléans during codisposal with municipal refuse. 1991. Harzardous waste & Hazardous materials.

Rejsek, F. Analyses des eaux, aspects règlementaires et techniques.2002. Bordeau.

- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. 2008. *J. Hazard. Mater.* 150: 468–493.
- Rivas, F.J., Beltran, F., Gimeno, O., Acedo, B., Carvalho, F. Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics .2003.*Water Res.*, 37: 4823–4834.
- Roddy, R.M., Choi, H.J. Research project using the Fenton process to treat landfill leachate: problems encountered during scale up from laboratory to pilot plant. 1999. *Proceedings of the International Conference on Solid Waste Technology and Management* 654–65, Philadelphia, PA, USA.
- Savas Koparal, A., Ogutveren, U.B. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. 2002. *Journal of Hazardous Materials*, 83-94.
- Shawna Singh, K., Walter Tang, Z. Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment .2013.*Waste Management*, 33: 1, 81-88.
- Sheldon, R.A., Kochi, J.K. Métal catalysée par oxydation de composés organiques Academic Press.1980. New York .
- Shrawan, K., Walter, Z.; Tang, G. Fenton treatment of landfill leachate under different COD loading factors .2013. *Waste Management*, 33 :10, 2116-2122.
- Silva, A.C., Dezotti, M., Sant'Anna, G.L. Treatment and detoxication of a sanitary landfill leachate. 2004. *Chemosphere*, 55: 207–214.
- Srinivasan, P.T., Viraraghavan, T., Subramanian, K.S. Aluminum in drinking water: an overview.1999. *Water SA*, 25: 47–55.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater twenty first ed., 2005. American Public Health Association, Washington.
- Szyrkowicz, L. Hydrodynamic effects on the performance of electro- coagulation/electro-floitation for the removal of dyes from textile wastewater.2005. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 7844-7853.
- Tabet, K., Moulin, P., Vilomet, J.D., Amberto, A., Charbit, F. Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant Sep. 2002. *Sci. Technol.*, 37: 1041–1063.
- Tang, W.Z., Huang, C.P. 2,4-dichlorophenol oxidation kinetics by Fenton's reagent .1996.*Environ. Technol.*, 17 :12 , 1371–1378.
- Tatsi A.A., Zouboulis I., Matis K.A., Samaras, P. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates . 2003. *Chemospher.* 53 : 737–744.
- Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). 2002. *Adv. Environ. Res.* 6 : 207–219.

Tezanou, J., Kouliadiati, J., Proust, M., Sougoti, M., Goudeau, J-C., Kafando, P., Rogaume, T. 2001. Caractérisation des déchets ménagers de la ville de Ouagadougou (Burkina Faso). *Annales de l'Université de Ouagadougou*.

Timur, H., Ozturk, I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. 1999. *Water Res.*, pp. 3225–3230.

Top, S., Sekman, E., Hoşver, S., Sinan Bilgili, M. Characterization and electrocaogulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant. 2011. *Desalination*, 26:1–3, 1, 158-162.

Trankler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P., Tubtimthai, O. Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics-results from lysimeter studied. 2005. *Waste Management*, 25 : 1013–1020.

Trebouet, D., Schlumpf, J.P., Jaouen, P., Maleriat, J.P., Quemeneur F. Effect of operating conditions on the nanofiltration of landfill leachates: pilot-scale studies. 1999. *Environ. Technol.*, 20: 587–596.

Trebouet, D., Schlumpf, J.P., Jaouen, P., Quemeneur, F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. 2001. *Wat. Res.* 35: 2935–2942.

Umar, M., Aziz H.A., Yusoff M.S. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. 2010. *Waste Manage.*, pp. 2113–2121.

Umar, M., Mohd, H.A., Yusoff, S. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. 2010. *Waste Management* . 30 : 11, 113–2121.

UNEP. Newsletter and technical publications <Municipal Solid WasteManagement> Regional overviews and information sources. 2001/2002/2005. (http://www.unep.or.jp/ietc/ESTdir.Pub/MSW/RO/Latin_A/Topic_e.asp ou [Asia/Topic_e.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/ESTdir.Pub/Africa/Topic_e.asp) ou [Africa/Topic_e.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/ESTdir.Pub/Africa/Topic_e.asp)).

Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., Matsumoto, K.. 2002. Leachate treatment by the reverse osmosis system, *Desalination*. 150: 121-129.

Uygur, A., Kargi, F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. 2004. *J. Environ. Manage.*, 71: 9–14.

Van Dijk, L., Roncken, G.C.G. Membrane bioreactors for wastewater treatment: the state of the art and new developments. 1997. *Water Sci.*

Vilar, A., Eiroa, M., Kennes, C., Veiga, M.C. Optimization of the landfill leachate treatment by the Fenton process. 2013. *Water and Environment Journal* 27 120–126.

Visvanathan, C., Wisiterakul, W., Juanga, J.P., Trankler, J. Open cell approach towards sustainable landfill operation in tropical Asia. 2007. *Proceedings Sardinia* , Eleventh

International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Walling, C. Fenton's reagent revisited. 1975. *Acc. Chem. Res.*, 8 : 4, 125–131.

Wang, A.M., Qu, J.H., Run, J., Liu, H.J., Ge, J.T. Mineralization of an azo dye Acid Red 14 by electro-Fenton's reagent using an activated carbon fiber cathode. 2005. *Dyes Pigment.*, 65: 227–233.

Wang, P.I., Lau, W.C., Fang, H.H.P., Zhou, D. Landfill leachate treatment with combined UASB and Fenton coagulation .2000. *J. Environ. Sci. Health A. Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 35: 1981–1988.

Wang, X., Chen, S., Gu, X., Wang, K. Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter .2009. *Process Waste Manage.*, 29: 1354–1358.

Wang, Z.-P., Zhang, Z., Lin, Y.J., Deng, N.S. Tao, T., Zhuo K. Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. 2002. *J. Hazard. Mater.*, B95 : 153–159.

Wu, J.J., Wu, C., Ma, H., Chang, C.C. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. 2004. *Chemosphere*, 54 : 997–1003.

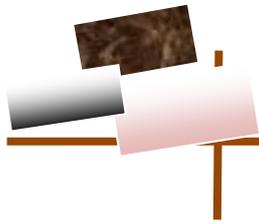
Yamazaki, I., Piette, L.H.. Etude de spin-trapping sur les espèces oxydantes formé dans la réaction de l'ion ferreux avec du peroxyde d'hydrogène. 1991. *J. Am. Chem. Chem. Soc.*, 113 :20, 7588-7593.

Yves Mayster, L. Déchets Urbains Nature et Caractérisation . 1994. Presses Polytechnique et Universitaire Romandes ; 1ère Edition ; Lausanne.

Zhang, H., Huang, C.P. Treatment of landfill leachate by Fenton oxidation process. 2002. *Chin. J. Chem. Eng.*, pp. 128–131.

Zhang , H., Zhang, D., Zhou, J. Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. 2006 .*J. Hazard. Mater.*, 135 : 106–111.

.



ANNEXES

**ANNEXE 1 : Loi n° 2001-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre
2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets**

TITRE III

**DECHETS MENAGERS ET
ASSIMILES**

Chapitre 1

Organe de gestion

Article 29

Il est institué un schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés.

Article 30

Le schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés porte notamment sur:

- l'inventaire des quantités des déchets ménagers et assimilés et des déchets inertes produites sur le territoire de la commune ainsi que leur composition et leurs caractéristiques,
- l'inventaire et l'emplacement des sites et installations de traitement existant sur le territoire de la commune,
- les besoins en capacité de traitement des déchets, notamment les installations

répondant aux besoins Communs de deux communes ou groupement de communes, en tenant compte des capacités installées,

- les priorités à retenir pour la réalisation de nouvelles installations,
- le choix des options concernant les systèmes de collecte, de transport et de tri des déchets, en tenant compte des moyens économiques et financiers nécessaires à leur mise en œuvre.

Article 31

Le schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés est élaboré sous l'autorité du président de l'assemblée populaire communale.

Ce schéma, qui doit couvrir l'ensemble du territoire de la commune, doit être en accord avec le plan d'aménagement de wilaya (PAW) et approuvé par le wali territorialement compétent.

Les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision de ce schéma sont définies par voie réglementaire.

Article 32

La gestion des déchets ménagers et assimilés, relève de la responsabilité de la commune conformément à la législation régissant les collectivités locales.

La commune organise, sur son territoire, un service public en vue de satisfaire les besoins collectifs des habitants en matière de collecte, de transport et, le cas échéant, de traitement des déchets ménagers et assimilés. Le groupement de deux ou plusieurs communes peut décider de s'associer pour une partie ou la totalité de la gestion des déchets ménagers et assimilés.

Les modalités d'application du présent article sont fixées par voie réglementaire.

Article 33

La commune peut concéder, selon un cahier des charges type, tout ou partie de la gestion des déchets ménagers et assimilés ainsi que les déchets encombrants et les déchets spéciaux générés en petite quantité par les ménages, à des personnes physiques ou morales de droit public ou de droit privé, conformément à la législation en vigueur régissant les collectivités locales.

Chapitre 2

Dispositions générales

Article 34

Les services publics désignés à l'article 32 de la présente loi comprennent:

- la mise en place d'un système de tri des déchets ménagers et assimilés en vue de leur valorisation;
- l'organisation de la collecte séparée, le transport et le traitement approprié des déchets spéciaux générés en petite quantité par les ménages, des déchets encombrants, des cadavres d'animaux et des produits du nettoyage des voies publiques des halles et des marchés;

- la mise en place d'un dispositif permanent d'information et de sensibilisation des habitants sur les effets nocifs des déchets sur la santé publique et/ou l'environnement et sur les mesures destinées à prévenir lesdits effets;

- la mise en oeuvre de mesures

tri, de collecte et de transport, mis à sa disposition par les organes désignés à l'article 32 de la présente loi.

Article 36

La collecte, le transport et le traitement des déchets ménagers et assimilés issus

incitatives visant le développement et la promotion de systèmes de tri des déchets ménagers et assimilés.

Article 35

Tout détenteur de déchets ménagers et assimilés est tenu d'utiliser le système de

des activités industrielles, commerciales, artisanales, de soins ou autres activités constituant des prestations rémunérées.

Les modalités d'application du présent article sont fixées par voie réglementaire.

ANNEXE 2 : Décret exécutif définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industrielles

4	JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 26	24 Rabie El Aouel 1427 23 avril 2006
DECRETS		
<p>Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.</p> <p style="text-align: center;">-----</p> <p>Le Chef du Gouvernement, Sur le rapport du ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Vu la Constitution, notamment ses articles 85-4° et 125 (alinéa 2) ; Vu la loi n° 90-08 du 7 avril 1990, complétée, relative à la commune ; Vu la loi n° 90-09 du 7 avril 1990, complétée, relative à la wilaya ; Vu la loi n° 03-10 du 19 Joumada El Oula 1424 correspondant au 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable ; Vu la loi n° 04-04 du 5 Joumada El Oula 1425 correspondant au 23 juin 2004 relative à la normalisation ; Vu la loi n° 05-07 du 19 Rabie El Aouel 1426 correspondant au 28 avril 2005 relative aux hydrocarbures ; Vu le décret présidentiel n° 04-136 du 29 Safar 1425 correspondant au 19 avril 2004 portant nomination du Chef du Gouvernement ; Vu le décret présidentiel n° 05-161 du 22 Rabie El Aouel 1426 correspondant au 1er mai 2005 portant nomination des membres du Gouvernement ; Vu le décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels ;</p> <p style="text-align: center;">Décète :</p> <p>Article 1er. — En application des dispositions de l'article 10 de la loi n° 03-10 du 19 juillet 2003, susvisée, le présent décret a pour objet de définir les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.</p> <p style="text-align: center;">SECTION 1 DES DISPOSITIONS PRELIMINAIRES</p> <p>Art. 2. — Au sens du présent décret on entend par rejet d'effluents liquides industriels tout déversement, écoulement, jet et dépôt d'un liquide direct ou indirect qui provient d'une activité industrielle.</p> <p>Art. 3. — Les valeurs limites de rejets d'effluents liquides industriels sont celles fixées en annexe du présent décret.</p> <p>Toutefois, en attendant la mise à niveau des installations industrielles anciennes dans un délai de cinq (5) ans, les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels prennent en charge l'ancienneté des installations industrielles en déterminant une tolérance pour les rejets d'effluents liquides industriels émanant de ces installations. Ces valeurs sont fixées et annexées au présent décret.</p> <p>Pour les installations pétrolières, le délai est de sept (7) ans conformément aux dispositions législatives en vigueur, et notamment celles de la loi n° 05-07 du 19 Rabie El Aouel 1426 correspondant au 28 avril 2005, susvisée,</p>		
<p>En outre et en raison des particularités propres aux technologies utilisées, des tolérances particulières aux valeurs limites sont également accordées selon les catégories industrielles concernées. Ces tolérances sont annexées au présent décret.</p> <p style="text-align: center;">SECTION 2 DES PRESCRIPTIONS TECHNIQUES RELATIVES AUX REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS</p> <p>Art. 4. — Toutes les installations générant des rejets d'effluents liquides industriels doivent être conçues, construites et exploitées de manière à ce que leurs rejets d'effluents liquides industriels ne dépassent pas à la sortie de l'installation les valeurs limites des rejets définies en annexe du présent décret et doivent être dotées d'un dispositif de traitement approprié de manière à limiter la charge de pollution rejetée.</p> <p>Art. 5. — Les installations de traitement doivent être conçues, exploitées et entretenues de manière à réduire à leur minimum les durées d'indisponibilité pendant lesquelles elles ne peuvent assurer pleinement leur fonction.</p> <p>Si une indisponibilité est susceptible de conduire à un dépassement des valeurs limites imposées, l'exploitant doit prendre les dispositions nécessaires pour réduire la pollution émise en réduisant ou en arrêtant, si besoin, les activités concernées.</p> <p style="text-align: center;">SECTION 3 DU CONTROLE DES REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS</p> <p>Art. 6. — Au titre de l'autocontrôle et de l'autosurveillance les exploitants d'installations générant des rejets d'effluents liquides industriels doivent tenir un registre où sont consignés la date et les résultats des analyses qu'ils effectuent selon des modalités fixées par arrêté du ministre chargé de l'environnement et, le cas échéant, du ministre chargé du secteur concerné.</p> <p>Les mesures sont effectuées sous la responsabilité de l'exploitant et à ses frais dans les conditions fixées par la réglementation en vigueur.</p> <p>Art. 7. — Les résultats des analyses doivent être mises à la disposition des services de contrôle habilités.</p> <p>Art. 8. — Les services habilités en la matière effectuent des contrôles périodiques et ou inopinés des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des rejets d'effluents liquides industriels visant à s'assurer de leur conformité aux valeurs limites fixés en annexe du présent décret.</p> <p>Art. 9. — Le contrôle des rejets comporte un examen des lieux, des mesures et analyses opérées sur place et des prélèvements d'échantillons aux fins d'analyses.</p> <p>Art. 10. — L'exploitant de l'installation concernée est tenu d'expliquer, commenter ou fonder tout dépassement éventuellement constaté et fournir les actions correctives mises en œuvre ou envisagées.</p>		

24 Rabie El Aouel 1427
23 avril 2006

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 26

5

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

Le procès-verbal comporte :

— les noms, prénoms et qualité des personnes ayant effectué le contrôle,

— la désignation du ou des générateurs du rejet d'effluents liquides industriels et de la nature de leur activité,

— la date, l'heure, l'emplacement et les circonstances de l'examen des lieux et des mesures faites sur place,

— les constatations relatives à l'aspect, la couleur, l'odeur du rejet, l'état apparent de la faune et de la flore à proximité du lieu de rejet et les résultats des mesures et des analyses opérées sur place,

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

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

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

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

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

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

Ahmed OUYAHIA.

ANNEXE I

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

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

PH : Potentiel d'hydrogène

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

DCO : Demande chimique en oxygène

MES : Matière en suspension

ANNEXE II

TOLERANCE A CERTAINES VALEURS LIMITEES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS
LIQUIDES INDUSTRIELS SELON LES CATEGORIES D'INSTALLATIONS

1 - INDUSTRIE AGRO-ALIMENTAIRE :

a - Abattoirs et transformation de la viande :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITEES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITEES ANCIENNES INSTALLATIONS
Volume /quantité	m3/t carcasse traitée	6	8
PH	-	5,5 - 8,5	6-9
DBO ₅	g/t	250	300
DCO	"	800	1 000
Matière décantable	"	200	250

b - Sucrierie :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITEES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITEES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	30
PH	-	6-9	6-9
DBO ₅	mg/l	200	400
DCO	"	200	250
MES	"	300	350
Huiles et graisses	"	5	10

c - Levurerie :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITEES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITEES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	35
PH	-	5,5 - 8,5	6,5 - 8,5
DBO ₅	mg/l	100	120
DCO	"	7 000	8 000
MES	"	30	50

d - Brasserie :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITEES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITEES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	30
PH	-	5,5 - 8,5	9 - 10,5
DBO ₅	g/t de malt produit	250	300
DCO	"	700	750
MES	"	250	300

PH : Potentiel d'hydrogène

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

DCO : Demande chimique en oxygène

MES : Matière en suspension

24 Rabie El Aouel 1427
23 avril 2006

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 26

7

e - Corps Gras :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	30
PH	-	5,5 - 8,5	6-9
DBO ₅	g/t	200	250
DCO	"	700	800
MES	"	150	200

2 - Industrie de l'Energie :

a - Raffinage de pétrole :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Débit d'eau	m ³ /t	1	1,2
Température	°C	30	35
PH	-	5,5 - 8,5	5,5 - 8,5
DBO ₅	g/t	25	30
DCO	"	100	120
MES	"	25	30
Azote total	"	20	25
Huiles et graisses	mg/l	15	20
Phénol	g/t	0,25	0,5
Hydrocarbures	g/t	5	10
Plomb	mg/l	0,5	1
Chrome 3+	"	0,05	0,3
Chrome 6+	"	0,1	0,5

b - Cokéfaction :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
DBO ₅	mg/l	30	40
DCO	"	120	200
Phosphores	"	2	2
Cyanures	"	0,1	0,1
Composés d'Azote	"	35	40
Indice Phénols	"	0,3	0,5
Benzène, Toluène, Xylène	"	0,08	0,1
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	"	0,08	0,1
Sulfure	"	0,08	0,1
Substances filtrables	"	40	50

PH : Potentiel d'hydrogène
 DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours
 DCO : Demande chimique en oxygène
 MES : Matière en suspension

3 - Industrie mécanique :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	30
PH	-	5,5- 8,5	5,5- 8,5
DCO	mg/l	300	350
Cyanure	"	0,1	0,15
Cuivre	"	0,7	1
Nickel	"	0,7	1
Zinc	"	2,5	3
Plomb	"	0,7	1
Cadmium	"	0,5	1
Hydrocarbures	"	15	20
Phénol	"	0,5	1
Métaux totaux	"	20	25

4 - Industrie de transformation des métaux :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Cuivre	mg/l	1.5	2
Nickel	"	2	2,5
Chrome	"	1,5	2
Fer	"	5	7,5
Aluminium	"	5	7,5

5 - Industrie de minerais non métallique :**a - Céramique :**

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	30
PH	-	5,5 - 8,5	5,5 - 8,5
DCO	mg/l	80	120
Matière décantable	"	0,5	1
Plomb	"	0,5	1
Cadmium	"	0,07	0,2

b - Verre :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES INDUSTRIES ANCIENNES
Température	°C	30	30
PH	-	5,5 - 8,5	5,5 - 8,5
DCO	mg/l	80	120
MES	"	0,3	0,5
Plomb	"	0,5	1
Cadmium	"	0,07	0,2
Chrome	"	0,1	0,1
Cobalt	"	0,1	0,1
Cuivre	"	0,1	0,3
Nickel	"	0,1	0,5
Zinc	"	2	5

PH : Potentiel d'hydrogène
DCO : Demande chimique en oxygène
MES : Matière en suspension

c - Ciment, plâtre et chaux :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	30
PH	-	5,5 - 8,5	5,5 - 8,5
DCO	mg/l	80	120
Matière décantable	"	0,5	1
Plomb	"	0,5	1
Cadmium	"	0,07	0,2
Chrome	"	0,1	0,1
Cobalt	"	0,1	0,1
Cuivre	"	0,1	0,3
Nickel	"	0,1	0,5
Zinc	"	2	5

6 - Industrie de textile :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
Température	°C	30	35
PH	-	6,5-8,5	6-9
DBO ₅	mg/l	150	200
DCO	"	250	300
Matière décantable	"	0,4	0,5
Matière non dissoute	"	30	40
Oxydabilité	"	100	120
Permanganate	"	20	25

7 - Industrie de tannerie et mégisserie :

PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AUX VALEURS LIMITES INDUSTRIES ANCIENNES
DBO ₅	mg/l	350	400
DCO	"	850	1000
MES	"	400	500
Chrome total	"	3	4

PH : Potentiel d'hydrogène
 DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours
 DCO : Demande chimique en oxygène
 MES : Matière en suspension