

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Doctorale Ingénierie & Environnement

Option : Gestion et Protection de l'Environnement

Ecole Nationale Polytechnique (ENP)

Laboratoire des Biotechnologies Environnementales
& de Génie des Procédés (BioGeP)



Mémoire de Magister

Thème

Traitement du lixiviat par procédés électrochimiques

Présenté par :

HARITI M'hamed

Proposé et dirigé par :

Mr. MAMERIN.

Soutenu le 30 mai 2010 devant le jury composé de :

Mr. BELLAL M.M.	Professeur, ENSA	Président du jury
Mr. MAMERIN.	Professeur, ENP	Rapporteur
Mr. BOUARAB R.	Professeur, ENP	Examineur
M ^{me} . ABDIN.	Maitre de Conférence, ENP	Examinatrice
Mr. BOUHEZILA F.	Chargé du cour, USTHB	Invité

الملخص:

الدراسة الحالية، الهدف منها تطهير و معالجة المياه الناجمة عن النفايات المنزلية بواسطة تقنية كهروكيميائية تعرف باسم التخثير الكهربائي. ولقد تم تحديد الخصائص الفيزيائية والكيميائية و الميكروبيولوجية لمجموعة من العينات جلبت من مركز التفريغ العمومي بواد السمار.

تحديد مدى كفاءة هذه التقنية تمحور حول العوامل التالية: سرعة المزج, المسافة بين الالكترودات, شدة التيار الكهربائي, درجة الحموضة, عدد الالكترودات و نظام الربط الكهربائي.

النتائج التي تحصلنا عليها أظهرت لنا مردودية تصل إلى 93 % و 84 % في إزالة تركيز DCO باستخدام إلكترودات الألمنيوم و الحديد على التوالي. أضف إلى ذلك, أن نسبة التعقيم قد وصلت إلى 95 % فيما يخص بكتيريا الكلوستريديوم و 99 % فيما يخص بكتيريا الكوليفورم.

التحليل الفيزيائية والكيميائية و البكتيريولوجية للمياه الجوفية القريبة من مركز التفريغ, أظهرت تلوث المياه الجوفية العميقة بفعل المياه الناجمة عن مركز التفريغ.

الكلمات الدالة: التخثير الكهربائي, التقنية الكهروكيميائية, معالجة المياه.

Résumé

La présente étude a pour objectif le traitement de lixiviat par une technique électrochimique nommée l'électrocoagulation. Une caractérisation physico-chimique et microbiologique des lixiviats récupérés de la décharge d'Oued Smar (Alger) a été accomplie.

L'optimisation de procédé d'électrocoagulation a été réalisée à l'aide des paramètres expérimentaux suivants : la vitesse d'agitation, la distance inter électrode, l'intensité du courant, le pH, le nombre d'électrode et le mode de connexion.

Des résultats très intéressants ont été obtenus avec des rendements d'abattement de DCO de l'ordre de 93 % et de 84 % en utilisant respectivement des électrodes d'aluminium et de fer. De plus, les taux de désinfection du lixiviat obtenus sont de l'ordre de 95 % pour le Clostridium SR et de 99 % pour les Coliformes totaux.

Les analyses physico-chimiques et bactériologiques des eaux souterraines avoisinantes indiquent une pollution occasionnelle de la nappe profonde par les lixiviats.

Mots clés : électrocoagulation, procédé électrochimique, traitement du lixiviat

Abstract

The present study aims at the treatment of leachate by an electrochemical technique named electrocoagulation. A physicochemical and microbiological characterization of the collected leachate from Oued Smar landfill Site in Algiers was accomplished.

The optimization of electrocoagulation process was realized using the following experimental parameters: the speeds of agitation, the distance inter electrode, current intensity, pH, the number of electrode and mode of connection.

Very interesting results were obtained of the COD removal about 93 %, 84 % using aluminium, and iron electrodes respectively. Moreover, the rates of disinfection of leachate are obtained about 95 % for Clostridium SR and of 99 % for totals Coliforms.

The physicochemical and bacteriological analyzes of neighbouring subterranean water indicate an occasional pollution of the deep sheet by the leachate.

Key words: electrocoagulation, electrochemical process, treatment of leachate

DÉDICACES

À MES PARENTS,

À MES FRÈRES ET SŒURS,

À MES AMIS.

Remerciements

Ce travail a été réalisé au Laboratoire des Biotechnologies Environnementales & de Génie des Procédés (BIOGEP) de l'école nationale polytechnique d'Alger (ENP). J'exprime ma reconnaissance au professeur LOUNICI H. de m'avoir fait l'honneur en m'accueillant au sein de son laboratoire.

Je remercie profondément Monsieur MAMERI N., Professeur à l'ENP d'Alger pour son aide précieuse quant à la réalisation de ce travail ; j'exprime ainsi ma profonde gratitude et reconnaissance pour ses orientations précieuses lors de ce travail.

Je voudrais aussi remercier M. BOUHEZILA F., Chargé de Cours à l'USTHB pour son aide et sa disponibilité.

Mes vifs remerciements s'adressent également à :

M. BELLAL M.M., professeur à l'ENSA , pour l'intérêt qu'il a accordé à ce travail en acceptant de le juger et de présider ce jury,

M. BOUARAB R., Professeur à l'ENP et M^mc. ABDI N., Maître de conférence à l'ENP, qui ont bien voulu juger ce mémoire et faire parti du jury.

Un grand merci également à Monsieur BALI A., Professeur à l'ENP et le coordonnateur de l'école doctorale <INGENIERIE et ENVIRONNEMENT>, ainsi qu'à l'ensemble des enseignants chercheurs pour leurs précieux conseils, leurs encouragements et pour leurs efforts fournis quant à la réussite de cette formation.

Sans oublier de remercier tous les membres du laboratoire BIOGEP de l'ENP et des laboratoires de technologie de pédologie et de chimie de l'ENSA pour leurs aides et collaborations à la réalisation de ce travail

Je ne pourrai terminer ces remerciements sans y associer ma famille et mes amis particulièrement KERNANI Rédah, qui m'ont toujours apporté tout leur soutien et leur appui afin d'arriver au terme de cette aventure.

Enfin, merci à toute personne ayant contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, et qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

Abréviations

AGV: Acides Gras Volatils

ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement

COD : Le Carbone Organique dissous

COT : Le Carbone Organique Total

CSD : Centre de stockage de déchets

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DNRA: Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium

ISDMA : Installation de Stockage de Déchets Ménagers et assimilés

LE : Lixiviat d'été

LH : Lixiviat d'hiver

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement

MES : Matières en suspension

MM : Matières minérales

PED : Les Pays en Développement

SH : Substances Humiques

SHE : Electrode normale ou standard d'hydrogène

Table de matière

Introduction générale

Etude bibliographique

Chapitre I : Lixiviats des décharges	12
I - Introduction	12
I.1 - Enfouissement des déchets dans les Pays en Développement : situations et réalités	12
II - Flux polluants générés par les Centres de Stockage des Déchets	13
II.1 - Le biogaz	13
II.2 - Le lixiviat	14
III - Production de lixiviat	14
III.1 - Les phénomènes mis en jeu lors de la formation de lixiviat	15
III.2 - Modèles de prédiction de la production de lixiviat	15
IV - Composition du lixiviat	17
IV.1 - Les principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat	17
IV.2 - Les principaux paramètres caractérisant un lixiviat	18
IV.3 - Évolution de la composition du lixiviat au cours du temps	19
V - Paramètres de suivi du lixiviat	20
V.1 - Evolution du pH	20
V.2 - Le rapport DBO5/DCO	21
V.3 - L'indice SUVA	21
V.4 - Le rapport E4/E6	22
VI - La stabilisation des déchets ménagers et des lixiviats	22
VI.1 - Processus d'humification	23
VI.2 - La formation des Substances Humiques du lixiviat	23
VII - Impact du lixiviat sur la qualité des eaux souterraines	23
VIII - Traitement des lixiviats	24
VIII.1 - Problèmes liés au traitement du lixiviat	25

Chapitre II : Notion d'électrochimie 27

I	- Introduction	27
II	- Réactions et cellules électrochimiques	27
III	- L'énergie libre de Gibbs	28
IV	- Equation de Nernst et courant d'échange	29
V	- Stabilité thermodynamique de l'eau	30
VI	- Les principales lois de l'électrolyse	31
	VI.1 - Loi de Faraday	31
	VI.2 - Rendement faradique et rendement énergétique	32
VII	- Les étapes de la réaction électrochimique	33

Chapitre III : Le procédé d'électrocoagulation : Théorie et applications 35

A Théorie d'électrocoagulation 35

I	- Introduction	35
II	- Principe du procédé d'électrocoagulation	35
III	- Réactions aux électrodes	36
IV	- Les mécanismes de l'électrocoagulation	37
	IV.1 - Les procédés électrochimiques d'oxydation avancée	37
	IV.1.1 - Oxydation directe	37
	IV.1.2 - Oxydation indirecte	37
	IV.2 - Les mécanismes physico-chimiques "Coagulation - floculation"	38
	IV.2.1 - Chimie des sels de fer et d'aluminium	38
	IV.2.1.1 - Formation d'hydroxydes d'aluminium	38
	IV.2.1.2 - Formation d'hydroxydes de fer	40
	IV.2.2 - Les étapes de la "Coagulation - floculation"	41
	IV.3 - Les mécanismes physiques "Flottation et décantation"	41
	IV.3.1 - Flottation	41
	IV.3.2 - Décantation	41
V	- Les mécanismes de corrosion des électrodes	42
	V.1 - Cas des électrodes en aluminium	42
	V.2 - Cas des électrodes en fer	43
VI	- Avantages et inconvénient du procédé d'électrocoagulation	44
	VI.1 - Avantages	44
	VI.2 - Inconvénients	45

B Application d'électrocoagulation au traitement du lixiviat 45

I	- Introduction	45
II	- Résumé de quelques travaux sur le traitement du lixiviat par les procédés d'électrocoagulation	46

Matériel et méthodes

Chapitre I : Description du site et échantillonnage 50

I	- Introduction	50
II	- Description du site d'étude	50
	II.1 - Situation géographique	50
	II.2 - Caractéristiques de la décharge de Oued Smar	50
	II.3 - Le climat	51
III	- Echantillonnages	52
	III.1 - Récupération des lixiviats	52
	III.2 - Conservation des lixiviats	52
	III.3 - Prélèvement des eaux souterraines	52

Chapitre II : Les méthodes analytiques et dispositif expérimental 54

I	- Introduction	54
II	- Les méthodes analytiques	54
	II.1 - Les analyses physico-chimiques	54
	II.2 - Les analyses microbiologiques	56
III	- Description de dispositif expérimental	57
	III.1 - Conception de la cellule d'électrocoagulation	57
	III.1.1 - Rôle de filtre	57
	III.1.2 - Les électrodes utilisées	58
IV	- Protocoles expérimentaux	58
	IV.1 - Préparation de l'échantillon	58
	IV.2 - L'indicateur de la pollution choisi pour cette étude	58
	IV.3 - Optimisation des conditions opératoires	59
	IV.4 - Déroulement des essais	59

Résultats et discussion

Chapitre I : Composition du lixiviat et leurs impact sur les eaux souterraines 61

I	- Introduction	61
II	- Composition du lixiviat	61
	II. 1 - Discussion des paramètres importants	62
	II.1.1 - Relation pluies et composition du lixiviat	62
	II.1.2 - Le pH	62
	II.1.3 - La conductivité	62
	II.1.4 - La charge organique	62
	II.1.4.1 - La DCO	62
	II.1.4.2 - La DBO	63
	II.1.4.3 - Le rapport DBO5/DCO	63

II.1.5 - La charge minérale	63
II.1.5.1 - Les chlorures	63
II.1.5.2 - Nitrites et nitrates	64
II.1.5.3 - L'azote ammoniacal	64
II.1.6 - La charge métallique	64
II.1.7 - La charge bactériologique	65
III - Impact du lixiviat sur la qualité des eaux souterraines	66

Chapitre II : Traitement du lixiviat par procédé d'électrocoagulation 68

I - Introduction	68
II - Conception du réacteur	68
III - Optimisation des paramètres d'électrocoagulation	69
III.1 - Effet de la vitesse d'agitation	69
III.2 - Effet de la distance inter-électrode	71
III.3 - Effet de l'intensité du courant	73
III.4 - Effet de pH	75
III.5 - Effet du nombre d'électrodes et du mode de connexion	78
IV - Comparaison entre l'utilisation d'une électrode d'aluminium et celle de fer	79
IV.1 - Efficacité de traitement	79
IV.2 - Génération des boues par électrocoagulation	80
IV.3 - Dégagement de la chaleur	80
IV.4 - Evolution du pH	81
V - Etude comparative du traitement du lixiviat d'hiver et d'été	82
VI - La désinfection de lixiviat par procédé d'électrocoagulation	85

Conclusion générale

Références bibliographiques

Annexes

Liste des figures

Figure 1 :	Arrangements alternatifs des traitements biologiques, physiques, et chimiques du lixiviat de décharge.	26
Figure 2 :	Représentation schématique d'une cellule électrochimique avec ses composants et ses caractéristiques	28
Figure 3 :	Domaine de stabilité thermodynamique de l'eau, sous une pression de 1 atm, dans le diagramme de potentiel - pH de Pourbaix	30
Figure 4 :	Description des différentes étapes du processus électrochimique au niveau d'une électrode	34
Figure 5 :	Schéma du principe de l'électrocoagulation	35
Figure 6 :	Diagrammes de prédominance des espèces d'Aluminium et effet du pH	39
Figure 7 :	Répartition molaire du Fer II et du Fer III en fonction du pH	40
Figure 8 :	Mécanisme de corrosion par les ions chlorures et hydroxydes par piqûre sur un alliage d'Aluminium	43
Figure 9 :	Corrosion de Fer en contact avec l'eau	43
Figure 10 :	Vue aérienne de la décharge de Oued Smar	51
Figure 11 :	Schéma de dispositif expérimental	57
Figure 12 :	Rôle de filtre dans la conception de la cellule d'électrocoagulation	58
Figure 13 :	Rôle du filtre dans la conception du réacteur	68
Figure 14 :	Effet de la vitesse d'agitation, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer.	69
Figure 15 :	Représentation comparative de l'effet de la vitesse d'agitation sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer	70
Figure 16 :	Effet de la distance inter-électrode, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer	71
Figure 17 :	Représentation comparative de l'effet de distance inter-électrode sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer	72

Figure 18 :	Effet de l'intensité du courant, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer	73
Figure 19 :	Représentation comparative de l'effet densité du courant sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer.	74
Figure 20 :	Effet du pH, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer	75
Figure 21 :	Représentation comparative de l'effet pH sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer	76
Figure 22 :	Distribution des espèces d'Aluminium et effet de pH en solution d'Aluminium et de matière organique (acide fulvique), (DRISCOLL et COLL, 1994)	77
Figure 23 :	Effet du nombre d'électrodes et du mode de connexion, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer	78
Figure 24 :	Représentation comparative de l'effet du nombre d'électrodes et du mode de connexion sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer	79
Figure 25 :	Evolution du pH et de la température au cours de traitement, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer	82
Figure 26 :	Evolution de la DCO en fonction du temps du traitement, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer	83
Figure 27 :	Evolution de la DCO de lixiviat après traitement par électrocoagulation	84
Figure 28 :	Le lixiviat avant traitement (A) et après traitement par électrocoagulation, en utilisant les électrodes d'Aluminium (B) et les électrodes de Fer (C)	85
Figure 29 :	Dénombrement de Clostridium SR et des Coliformes totaux des échantillons de lixiviat avant et après traitement par électrocoagulation	86

Liste des tableaux

Tableau 1 :	Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères	18
Tableau 2 :	Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge	20
Tableau 3 :	Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps	21
Tableau 4 :	Biodégradabilité et stabilité des déchets en fonction du rapport DBO ₅ /DCO	21
Tableau 5 :	Impact des lixiviats sur la qualité des eaux souterraines	24
Tableau 6 :	Quelques résultats d'applications de l'électrocoagulation au traitement du lixiviat	47
Tableau 7 :	Précipitations du premier semestre de l'année 2009 dans la région du Oued Smar	51
Tableau 8 :	Résumé des conditions de prélèvement du lixiviat	52
Tableau 9 :	Caractéristiques physiques des deux forages 1 et 2	53
Tableau 10 :	Les méthodes analytiques normalisées mises en oeuvre au cours de l'étude	55
Tableau 11 :	Méthodes d'analyse microbiologique	56
Tableau 12 :	Caractérisation physico-chimique du lixiviat	61
Tableau 13 :	Résultats d'analyse bactériologique du lixiviat	65
Tableau 14 :	Résultats d'analyses physico-chimiques des eaux souterraines	66
Tableau 15 :	Composition bactériologique des eaux souterraines	66
Tableau 16 :	Rendement d'abattement de la DCO d'un lixiviat selon le type d'électrode	80

Introduction générale

Introduction générale

Le problème de la gestion des déchets urbains, et en particulier des ordures ménagères, prend une ampleur importante d'année en année. Si la mise en décharge demeure le moyen le plus économique et donc le plus utilisé pour l'élimination des déchets comparativement à d'autres modes, elle présente cependant des risques potentiels de dégradation de l'environnement. En effet et quel que soit son mode d'exploitation, une décharge peut être à l'origine de plusieurs sources de nuisances : émission d'odeurs, production de biogaz et surtout de lixiviat ou « jus de décharge ».

La masse des déchets enfouis se comporte en effet comme un milieu poreux plus ou moins perméable qui permet aux eaux météoriques qui s'infiltrent à la surface de la décharge, et aux eaux présentes initialement dans les déchets, d'atteindre le fond de la décharge. Ces eaux se chargent autant en matière minérale qu'en matière organique et peuvent contaminer les nappes phréatiques, les retenues d'eau, les rivières et les sols si elles ne sont pas récupérées et traitées avant leur rejet dans le milieu naturel (MEJBRI et al., 1995)

En Algérie, et au cours de ces dernières années, les pouvoirs publics ont pris en charge la gestion des décharges, particulièrement dans les grandes agglomérations où leurs impacts sur l'eau et le sol sont devenus préoccupants. Malgré cette volonté, les décharges causent jusqu'au jour d'aujourd'hui un problème de pollution très important. Par exemple la décharge de Oued Smar a atteint un stade de saturation très avancé avec 1 600 à 4 000 tonnes/jour de déchets, soit approximativement 1 000 000 tonnes/année et d'une hauteur des monticules qui dépassent largement les 15 m et en absence d'une véritable gestion de site, les lixiviats ainsi générés, sont libérés dans le milieu extérieur sans aucun traitement préalable.

Ces lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une charge. Contrairement au biogaz, qui aisément dispersé dans l'atmosphère. Les lixiviats, de part leur nature liquide, sont une source concentrée de polluants. Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie.

En cas de consommation d'une eau polluée par des lixiviats, les risques encourus sont de graves intoxications pouvant entraîner des maladies irréversibles et la mort. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes peut provoquer des épidémies.

Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances extrêmement dangereuses. Il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement.

Pour cela, plusieurs méthodes et techniques de traitement de lixiviat ont été proposées tel que les traitements biologiques, les méthodes de coagulation floculation, les procédés d'oxydation et les traitements par filtration membranaire.

Plus récemment, c'est les techniques électrochimiques qui ont connu un grand essor, notamment les procédés d'électrocoagulation. Cette technique a été découverte au XIX^{ème} siècle et il a été prouvé qu'elle offre la simplicité, l'efficacité, la compatibilité environnementale, la sécurité, la sélectivité, pour un faible coût en particulier lorsque l'électrocoagulation est comparée au traitement biologique.

L'électrocoagulation est un procédé d'électrolyse à anodes solubles. En imposant un courant électrique entre les électrodes, et selon la nature des anodes, qui sont en général soit des plaques de fer ou d'aluminium, des ions de fer (Fe^{3+}) ou d'aluminium (Al^{3+}) sont libérés. Cette technique s'adapte au traitement des effluents liquides chargés en métaux lourds, colorants, matière organique et colloïdes. L'avantage par rapport à la coagulation floculation chimique est que les floes sont plus compacts et par conséquent les boues produites sont en quantité plus faible.

L'électrocoagulation est souvent réalisée dans un réacteur agité, et la récupération des boues (floes) est souvent faite après arrêt de l'électrolyse. La sédimentation des polluants sous forme de floes est une opération relativement lente (**BENNAJAH, 2007**).

L'application de cette technique au traitement des eaux usées en générale et au lixiviat en particulier a été étudié par plusieurs auteurs (**TSAI et al., 1997; CEBALLERO, 2001; SAWAITTAYOTIN et POLPRASERT, 2004; LABANOWSKI, 2004; ILHAN et al., 2008**).

Les objectifs de ce travail de recherche pourtant sur les lixiviats de la décharge de Oued Smar, peuvent être résumé comme suit :

- Caractérisation physicochimique et microbiologique de lixiviat.
- Evaluation des effets néfastes de lixiviat sur l'environnement par une analyse physicochimique et microbiologique des eaux souterraines.
- Conception de réacteur (Cellule d'électrocoagulation) et optimisation des principaux paramètres qui affectent leurs performance.
- Application d'électrocoagulation au traitement du lixiviat.
- Evaluation des possibilités de désinfection du lixiviat par électrocoagulation on effectuant des analyses microbiologiques après traitement.

Etude bibliographique

Chapitre I**Lixiviats des décharges****I - Introduction**

La mise en décharge des ordures ménagères entraîne souvent la production de lixiviats dont les conséquences sont néfastes pour l'environnement. Par ailleurs, plusieurs études ont été réalisées afin de caractériser cet effluent, de sélectionner la méthode la plus fiable pour le traiter. Ce premier chapitre a pour objectif de donner une vision détaillée sur les lixiviats de décharge et leur impact sur l'environnement.

I.1- Enfouissement des déchets dans les Pays en Développement : situations et réalités

Avant d'aborder les problématiques relatives aux déchets d'ordures ménagères et au biogaz ainsi qu'au lixiviat produits par les décharges, il est important de faire une succincte présentation de ces derniers

Le terme <décharge> a longtemps désigné les anciens centres d'enfouissement non contrôlés du fait de l'absence d'un contrôle rigoureux de la nature des déchets stockés et l'absence d'infrastructures géotechniques garantissant la maîtrise des émissions liquides (lixiviats) et gazeuses (biogaz) (**GACHET, 2005**). Le stockage des déchets, revient à concentrer dans un volume réduit un ensemble varié de matériaux évolutifs. Dès la phase de dépôt, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions bio-physico-chimique complexes. Une partie des produits de la dégradation se retrouve en phase gazeuse, le biogaz, l'autre est transportée par les eaux de pluie qui s'infiltrent dans les déchets, le lixiviat. (**AINA, 2006**). A noter également que la plupart de ces déchets englobe les Ordures Ménagères issues des activités domestiques des ménages ainsi que les déchets provenant des industries, artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux, déchets verts et les déchets de bricolage. (**TIRNOVEANU, 2004; BERTHE, 2006**)

Dans les PED, la situation d'un pays à l'autre ou d'une ville à l'autre est globalement similaire. L'audit réalisé par **JOHANNESSEN et al.**, en 1999 pour le compte de la banque mondiale, a montré que sur 97 décharges expertisées en Afrique, Asie et Amérique Latine, 11 seulement ont bénéficié d'équipements plus ou moins corrects. En Algérie, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) a recensé en 2005 environ 3200 décharges sauvages occupant une superficie de plus de 150. 000 hectares parmi les terres les plus fertiles (**KEHILA et al., 2007**). De plus, les centres de stockage de déchets rencontrés dans les PED sont très nombreux suivant les continents et les pays, et varient au gré de la réglementation (ou absence de réglementation) nationale, parmi les plus importants :

- La décharge non contrôlée, brute, sans aucun contrôle des déchets entrants, de récupération des effluents émis, abandonnée aux récupérateurs locaux et aux animaux (la plus fréquente)
- La décharge contrôlée, un peu plus organisée, clôturée et semi exploitée pour la récupération des recyclables ou du compost mais sans gestion des effluents et sans contrôle des impacts environnementaux
- Le centre d'enfouissement technique, conçu en tenant compte des conditions d'implantation, contrôle des impacts environnementaux, mesure de suivi d'exploitation etc. et qui répond généralement à trois stratégies
 - Le stockage en casier étanche, qui évite la génération d'effluents liquide et gazeux
 - Le stockage en casier contrôlé, qui permet de récupérer et traiter ces effluents dans le long terme
 - Le stockage en casier non étanche autorisant un relargage possible des effluents dans l'environnement (AINA, 2006)

II - Flux polluants générés par les Centres de Stockage des Déchets

II.1 - Le biogaz

Le biogaz est un mélange composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone. D'autres produits minoritaires sont également présents tels que le sulfure d'hydrogène, les mercaptans et des composés organiques volatils. La production de biogaz liée à la phase de stabilisation des déchets, en système anaérobie, dépend de plusieurs paramètres dont la nature du déchet, la teneur en humidité, la température, le pH, la disponibilité des nutriments et la présence d'inhibiteurs.

La composition du biogaz dépend de nombreux paramètres parmi lesquels on peut citer la nature et la qualité des déchets stockés, le mode d'exploitation du site, l'âge des déchets etc. Dans les premiers mois qui suivent le dépôt, la dégradation de la matière organique conduit à la formation d'hydrogène, d'acides gras volatils et de dioxyde de carbone, tout en consommant de l'oxygène et de l'azote. Lorsque le processus anaérobie s'installe durablement, les teneurs en méthane et en dioxyde de carbone se stabilisent respectivement autour de 60 % et 40 % (phase méthanogène). A ces deux composés principaux s'ajoutent d'autres familles de composants en particuliers les composés soufrés, des composés chlorés et des hydrocarbures.

Afin de protéger l'environnement par la réduction des nuisances olfactives et des émissions de gaz à effet de serre toute en assurant la sécurité du site et en évitant les risques d'explosion liés à l'accumulation de biogaz. Un captage de ce dernier est nécessaire ce qui permis de réduire les coûts d'exploitation du site par valorisation du biogaz produit, à titre d'exemple une installation des systèmes de drainage permette de capter jusqu'à environ 75 % du biogaz formé et les 25 % restants sont émis dans l'atmosphère. (AINA, 2006; ALOUEIMINE, 2006; BERTHE, 2006).

II.2 - Le lixiviat

Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques. Ce « jus de décharge » résulte donc de la solubilisation de composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse de déchets. La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines (dans le cas où les déchets sont enfouis sous la nappe phréatique), mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement. Ce percolat est donc un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu (**BERTHE, 2006**). Cette pollution qui peut continuer 30 – 50 ans après la clôture du site voire même perdurer toute la vie de celui-ci, est essentiellement de type organique, azoté et environnemental (odeur) (**ALOUEIMINE, 2006**)

III - Production de lixiviat

Les lixiviat apparaissent dès que l'humidité des déchets est supérieure à leur capacité de rétention. A partir de ce moment, les eaux de percolation, provenant essentiellement des précipitations, ne peuvent plus être retenues par le déchet et s'écoulent dans l'espace des pores. (**ARAN, 2001**)

YANN, 1999; WANG et al., 2004; AINA, 2006 ont rapporté que la production de lixiviat et sa qualité peuvent varier de façon significative en fonction de plusieurs paramètres :

- Le climat : (précipitations et leurs distribution dans le temps et dans l'espace, évaporation, ensoleillement, température et humidité moyennes, direction et forces des vents prédominants)
- Composition des déchets
- Type de recouvrement : intermédiaire et final (couverture végétale, couche de surface, épaisseur, couche de protection, en pente, drainée, etc.)
- Densité des déchets
- Nature des déchets : humidité, teneur en eau lors de la mise en place ou au compactage et leur capacité de rétention, etc.
- Ruissellement (fonction de la pente du recouvrement et du type de surface)
- Infiltration et à l'humidité du sol
- Perte d'eau sous forme de vapeur associée au biogaz
- Variation de l'accumulation d'eau
- Profondeur du site et les couches de fond
- Caractéristiques planimétriques du site et des aires avoisinantes
- Conditions d'opérations du lieu d'enfouissement sanitaire (recirculation du lixiviat sur la masse de déchets solides, niveau de compaction des déchets)

Il faut noter que même en l'absence d'infiltrations, un petit volume de lixiviat sera toujours généré, dû à des réactions biochimiques de dégradation de la masse de déchets.

III.1 - Les phénomènes mis en jeu lors de la formation de lixiviat

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

Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories :

- Les mécanismes physico-chimiques : l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction des percolats est le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière (**LABANOWSKI, 2004**)
- Les processus biologiques aérobie et anaérobie : grâce à l'action biochimique des enzymes sécrétées par les micro-organismes du milieu, la fraction organique des déchets est dégradée (**THONART et al., 2002**)

III.2 - Modèles de prédiction de la production de lixiviat

Une succession d'études menées par plusieurs auteurs a permis d'établir un certain nombre de modèles mathématiques qui servent à prédire les volumes des lixiviats produits notamment par les décharges

Se basant sur les bilans hydriques ; **YANN, 1999** mentionne que la production de lixiviat est généralement liée aux conditions climatiques et on peut simplement l'estimer à partir de l'équation suivante :

$$Q = P - RO - ET - \Delta S \quad (1)$$

Où :

P : Représente les précipitations

RO : Le ruissellement

ET : L'évaporation et la transpiration

ΔS : La différence entre la capacité au champ et l'humidité existante dans l'enfouissement

Pour **AINA, 2006**, Le bilan hydrique constitue une balance des entrées et des sorties d'eau sur le site pendant une durée déterminée. L'équation de base du bilan hydrique peut s'écrire :

$$L = P + ED + B - G - I - ETR + R_{ext} - R_{int} \pm \Delta ED \quad (2)$$

L : Quantité de lixiviat pouvant être produite

P : Quantité de pluie tombée sur le site

ETR : Evapotranspiration réelle

ED : Eau de constitution des déchets

I : Infiltration en fond du casier

R_{ext} : Quantité d'eau ruisselant de l'extérieur du site vers l'intérieur

R_{int} : Quantité d'eau ruisselant de l'intérieur du site vers l'extérieur

ΔED : Variation de la teneur en eau dans les déchets

B : La production d'eau résultante de réactions biochimiques

G : La perte d'eau sous forme de vapeur associée aux biogaz

En supposant une étanchéification efficace à près de 100 %, l'infiltration et le ruissellement seraient nuls ; on obtient la formule suivante :

$$L = P + ED - ETR + B - G \pm \Delta ED \quad (3)$$

Les deux paramètres B et G limitent l'application de la formule, car on ne peut pas déterminer avec précision la production d'eau résultante de réactions biochimiques et les pertes d'eau sous forme de vapeur associées aux biogaz sans faire appel aux formules empiriques.

Egalement une autre étude réalisée par Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (**ASTEE, 2005**) met en évidence une autre formule d'évaluation des volumes de lixiviat où sont entrés les paramètres relatifs aux conditions naturelles et à l'exploitation :

$$P + E_D + R_1 = I + E + E_{TR} + R_2 \quad (4)$$

Où :

P : Le volume des précipitations

E_D : Le volume d'eau apporté par les déchets

R_1 : Le volume d'eau apporté par ruissellement

I : Le volume de lixiviats infiltrés dans le sous-sol à travers le fond des Installation de Stockage de Déchets Ménagers et assimilés (ISDMA)

E : Le volume de lixiviats collectés

E_{TR} : Le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle

R_2 : Le volume d'eau exporté de l'ISDMA par ruissellement

Le volume d'eau apporté par les déchets " E_D " est très variable dans le temps et dépend de la nature des déchets. Par ailleurs, les ordures ménagères ont tendance à absorber l'eau qui pénètre dans l'ISDMA. Leur capacité de rétention, déterminée en laboratoire, se situerait entre 0,4 et 0,7 kg/kg d'ordures ménagères brutes. Le volume des eaux de ruissellement " R_1 " dépend du bassin versant concerné, des précipitations, de l'existence et de l'efficacité des dispositifs de dérivation de ces eaux hors du site. De plus, la production des lixiviats due aux infiltrations des eaux de pluie est la plus importante ; elle peut atteindre environ 20 à 30 % de la pluviométrie P.

Afin d'estimer les volumes de lixiviat formés et récupérés en fond de décharge d'une manière plus fiable, des logiciels de simulation ont été développés. Parmi les plus répandus :

- HELP Model (Hydrological Evaluation of Landfill Performance)
- MOBYDEC (Modèle global de bilan hydrique de décharge)

Ces deux modèles reposent sur l'équation de conservation suivante :

$$\text{Percolation} = \text{Infiltration} - \text{Evaporation} - \text{Ruissellement} + \text{Infiltration d'eau souterraine} - \text{Rétention} \quad (5)$$

Toutefois, même si ces méthodes dans son ensemble sont correctes, elles demeurent assez approximatives dans l'estimation de certains paramètres tel que les propriétés des déchets qui sont difficilement accessibles à la mesure et qui varient d'un milieu à un autre (perméabilité dans le sens horizontal, capacité de rétention d'eau etc.) et/ou qui évoluent dans le temps (porosité, conductivité thermique). C'est pourquoi il est préférable de faire des études de cas et de ne pas généraliser trop vite des procédés ou des modèles. (ARAN, 2001; AINA, 2006)

IV - Composition du lixiviat

La composition du lixiviat est fortement liée aux mécanismes physico-chimiques et biologiques se déroulant dans la décharge. Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont : la composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité, leur température, le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets, les conditions climatiques et l'âge de la décharge (YANN, 1999; JÖRDENING et WINTER, 2005; BERTHE, 2006)

La gamme de la composition des lixiviats d'ordures ménagères est très large et varie beaucoup d'une décharge à une autre et parfois contradictoire à long terme. C'est la conclusion à laquelle sont parvenus plusieurs auteurs en étudiant plusieurs sites. La fraction minérale est constituée essentiellement de sels : chlorures, sulfates, bicarbonates de potassium, sodium et ammonium, alors que la partie organique est liée à l'âge de la décharge. Si les jeunes décharges sont caractérisées par la dominance des acides gras volatils (AGV), surtout les acides acétiques, propioniques et butyriques ce sont des substances assimilées aux composés fulviques et humiques qui prédominent dans les lixiviats âgés (KHATTABI, 2002, AINA, 2006)

IV.1 - Les principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat

D'après WILLIAMS, 2005 et BERTHE, 2006, les lixiviats de la plupart des enfouissements contiennent des concentrations en contaminants qui dépassent le critère de qualité pour les eaux de surface et les eaux potables et qui présentent ainsi un risque environnemental élevé. Ces contaminants se classent en quatre groupes de polluants à savoir :

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

IV.2 - Les principaux paramètres caractérisant un lixiviat

Les principaux paramètres mesurés pour les lixiviats sont :

- La Demande Chimique en Oxygène (DCO) : quantifie l'état d'oxydation des substances présentes dans les lixiviats. Elle est mesurée par une oxydation à chaud d'un échantillon avec $K_2Cr_2O_7$. Elle est exprimée en mg de O_2 consommé par litre de lixiviat
- La Demande Biologique en Oxygène (DBO_5) : quantifie la biodégradabilité des lixiviats. Elle est déterminée par la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes présents dans les lixiviats. Elle est exprimée en mg de O_2 consommé par litre de lixiviat.
- Le Carbone Organique Total (COT), la teneur en matière azotée et phosphorée (azote organique, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , phosphore total, PO_4^{3-})
- Le pH, la conductivité
- La concentration en métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Hg, Ag)
- Les teneurs en micropolluants organiques (hydrocarbures, phénols, pesticides et solvants)
- Les acides gras volatiles (AGV)
- Les organismes pathogènes (coliformes totaux)

Certains de ces paramètres sont communs à tous les lixiviats quel que soit le stade de dégradation (concentration élevée en chlorure, sodium, potassium et forte alcalinité); tandis que d'autres dépendent de l'évolution de la bioactivité de la décharge et sont généralement très élevés pendant les premières phases (matière organique, azote organique, Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}), (ALOUÉIMINE, 2006). Le Tableau 1 donne les valeurs extrêmes qui peuvent être retrouvées dans un lixiviat.

Tableau 1 : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères (BERTHE, 2006)

	Paramètres	Valeurs limites
Paramètres globaux	pH	4,5 – 9
	Conductivité	2500- 25000 μ S/cm
	COD	30 – 27700 mg/L
	DBO_5	20 – 57000 mg O_2 /L
	DCO	140 – 90000 mg O_2 /L
	NTK	14 – 2500 mg N/L
Principaux ions (mg/L)	Ammonium	50 – 1800
	Calcium	10 – 7200
	Fer	1 – 5
	Manganese	0,03 – 1400
	Potassium	50 – 3700
	Sodium	70 – 7700
	Carbonate	610 – 7320
	Chlorure	150 – 4500
Sulfate	8 – 7750	

IV.3 - Évolution de la composition du lixiviat au cours du temps

Les déchets ménagers dès leurs mis en décharge et tout au long de leurs dégradations produiront un lixiviat d'une qualité assez différente, traduisant ainsi l'état de la dégradation des déchets. Ce processus de dégradation des déchets suit quatre phases physico-chimiques correspondant à l'activité de différents micro-organismes spécifiques (hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse et méthanogénèse) et une cinquième qui est très peu décrite dans la littérature. Il s'agit de la phase de maturation qui correspond à une stabilisation des constituants de la décharge et un ralentissement important dans les réactions chimiques et biologiques dans celle-ci (JÖRDENING et WINTER, 2005; ALOUEIMINE, 2006).

Après la première dégradation aérobie au début de l'enfouissement, la première phase de décomposition anaérobie est une fermentation acide. Les percolats « jeunes », sont caractérisés par des hautes concentrations en substances organiques (DCO, DBO₅ et acides gras volatils (AGV)) ; Les AGV peuvent représenter 80 % jusqu'à 95% du carbone organique total du lixiviat, des concentrations en azote et en phosphore peu excessives.

Au cours du temps l'évolution biologique complémentaire consiste en une digestion anaérobie pendant laquelle les AGV sont métabolisés. Les produits résultants de cette métabolisation sont des gaz (CO₂ et CH₄ essentiellement) et des molécules stabilisées (acides fulviques et humiques). Dès lors, au fur et à mesure de son vieillissement, une décharge produira un lixiviat de plus en plus pauvre en AGV ou en petites molécules biodégradables. Parallèlement, le lixiviat verra sa charge en molécules de hauts poids moléculaires augmenter. C'est le phénomène d'humification (YANN, 1999; WANG et al., 2004; AINA, 2006).

De nombreux auteurs ont étudié la matière organique de lixiviat d'âges différents montrent que le degré d'humification augmente lorsque l'âge de la décharge augmente et que plus de 80% de la MO contenue dans un lixiviat dit stabilisé était constituée de macromolécules « type humique » avec majoritairement des acides fulviques (MILLER et CLESCERI, 2003; WANG et al., 2004; BERTHE, 2006).

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

Tableau 2 : Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge (MILLOT, 1986 ; RAMADE, 1998)

	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 O₂L⁻¹)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO₅/DCO)	Moyenne > 0,3	Assez faible 0,1 à 0,3	Très faible < 0,1
Concentrations en acides organiques	Forte > 80 % du COD	Moyenne 20 à 30 % du COD	Nulle
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volatils	Prédominance des macromolécules
Profil en GLC (chromatographie liquide sur gel)	Rareté des composés de haut poids moléculaire (PM)	Mélange de composés organiques de PM > 500 Da et de faible PM	Prédominance composés organiques de PM élevés (> 5000 Da)

Données source : **BERTHE, 2006**

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.

FRANÇOIS, 2004, a notamment montré l'impact du type de couverture sur la vitesse de dégradation d'un déchet. Un déchet âgé de 8 ans provenant d'un site avec une couverture à base de compost a atteint un état de dégradation proche d'un déchet âgé de 20 ans provenant d'un site avec une couverture d'argile. De ce fait il est difficile d'attribuer une durée à chaque phase de dégradation car les vitesses de dégradation sont variables en fonction de la nature des déchets et du mode d'exploitation du site.

V - Paramètres de suivi du lixiviat

La production de lixiviat est un des principaux problèmes environnementaux associés à l'exploitation d'un site d'enfouissement. Le lixiviat est une source de pollution potentielle des eaux (eaux de surface, eaux souterraines), des sols, de l'air, etc. Ce qui demande à l'exploitant des mesures pour le suivi de production de lixiviat – tant du point de vue qualitatif que quantitatif – durant toutes les phases d'exploitation et de post exploitation.

V.1 - Evolution du pH

Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des AGV (Tableau 3).

Tableau 3 : Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps (THONART et al., 2002)

Age de la décharge	pH des lixiviats
0 à 2 ans	Acidification importante et variable
2 à 6 ans	$\text{pH} = 0,75.t + 4,5$
Après 6 ans	Stabilisation du pH à 8 – 8,5

Données source : AINA, 2006

V.2 - Le rapport DBO₅/DCO

Le rapport DBO₅/DCO permet d'estimer la biodégradabilité de la matière organique (Tableau 4). Ce ratio est généralement corrélé à l'âge des lixiviats et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif. Une diminution de ce rapport et donc de la biodégradabilité est observée en fonction de l'âge du déchet.

Tableau 4 : Biodégradabilité et stabilité des déchets en fonction du rapport DBO₅/DCO

Rapport DBO ₅ /DCO	Biodégradabilité (MILLOT, 1986)	Rapport DBO ₅ /DCO	Stabilité (SWANA, 1997)
> 0,3	Biodégradabilité moyenne	> 0,5	CSD jeune et instable
0,1– 0,3	Biodégradabilité faible	0,1 – 0,5	CSD modérément stable
< 0,1	Biodégradabilité très faible	< 0,1	CSD vieux et stable

Données source : BERTHE, 2006

En revanche, ce paramètre n'est pas toujours fiable car les caractéristiques du lixiviat produit ne sont pas toujours représentatives de l'état de dégradation de l'ensemble de la masse de déchet.

V.3 - L'indice SUVA

L'indice SUVA traduit l'absorbance UV spécifique correspondant au rapport de l'absorbance UV à 254 nm sur le COD. Cet indice est caractéristique de l'aromaticité et du caractère hydrophobe des molécules organiques. Il augmente avec l'aromaticité et le poids moléculaire des molécules (LABANOWSKI, 2004).

$$L'indice\ SUVA = \text{absorbance à } 254\text{nm} / \text{COD} \quad (6)$$

Avec :

- Absorbance à 254nm : absorbance UV à 254nm pour un trajet optique de 1cm (en cm⁻¹)
- COD : concentration en Carbone Organique Dissous (en mg C.L⁻¹)

Le SUVA peut s'exprimer en cm⁻¹/g C.L⁻¹ ou en m⁻¹/mg C.L⁻¹.

V.4 - Le rapport E4/E6

Le rapport E₄/E₆ correspond au rapport de l'absorbance à 465 nm sur l'absorbance à 665 nm. Il apporte également des informations sur l'aromaticité des molécules, leurs poids moléculaires et leur degré d'humification. Ce rapport diminue lorsque le poids moléculaire et le taux d'humification augmentent. L'absorbance entre 460 et 480 nm reflète la matrice organique au début de l'humification alors que l'absorbance entre 600 et 670 nm serait l'indicateur d'une matière organique fortement humifiée avec un degré élevé de groupes aromatiques et condensés.

VI - La stabilisation des déchets ménagers et des lixiviats

Une décharge est considérée stable physiquement, chimiquement et biologiquement dès lors qu'elle ne perturbe plus le milieu environnant, c'est-à-dire lorsque la probabilité que le contenu du site provoque une pollution de l'environnement où touche la santé publique soit négligeable. Cette notion de stabilité est définie comme suit :

- Le site n'est plus susceptible d'entraîner un danger pour l'environnement
- Les effluents liquides et gazeux ne nécessitent pas de traitement avant leur rejet dans l'environnement
- La stabilisation physique, chimique et biologique des déchets est à un degré tel que les systèmes de contrôle après exploitation, de gestion des lixiviats et d'élimination du biogaz ne sont plus nécessaires
- Les effluents de la décharge ont une composition et un taux de production stables qui ne sont pas susceptibles d'augmenter en cas de défaillance des structures de confinement.

Cette étape de stabilisation survient après la méthanogénèse et elle est également appelée phase de maturation. Elle est caractérisée par la diminution progressive du méthane jusqu'à disparition et par une activité bactérienne limitée. Cette phase dite « humique » peut durer plusieurs milliers d'années. C'est pour cette raison que les données caractérisant cette phase sont peu nombreuses en raison de l'absence de suivi d'un site au-delà de la phase de méthanogénèse. Le suivi de la qualité et de la production des effluents (lixiviat et biogaz) ainsi que l'estimation du tassement du site sont les grands domaines explorés pour évaluer la stabilisation d'un système.

Le lixiviat de décharge est caractérisé par des concentrations importantes de carbone organique dissous, plusieurs centaines de mg de carbone par litre. Cette fraction de carbone organique dissous est un mélange fortement hétérogène, constitué de composés organiques non volatils et de substrats à base de protéines, de lignine, de cellulose, d'hémicellulose, de polysaccharides et de lipides. Cette matière organique dissoute va être dégradée chimiquement et biologiquement au cours du temps, minéralisée et même condensée en composés de haut poids moléculaire nommés substances humiques. Compte tenu de l'évolution de cette matière organique au cours du temps, de nombreux auteurs ont mis en évidence l'intérêt d'étudier cette matrice comme un indicateur de dégradation et/ou de stabilisation (**BERTHE, 2006**).

VI.1 - Processus d'humification

L'étude du devenir à long terme de la matière organique spécifique aux décharges permet d'évaluer les risques potentiels de remobilisation de polluants piégés au sein des déchets mais aussi d'évaluer l'état de stabilité dans lequel le système se trouve. Par conséquent, il est nécessaire de comprendre les mécanismes de l'humification en décharge et leurs conséquences sur la réactivité de la matière organique. Ce processus permet à la matière organique faiblement biodégradable de subir une lente métabolisation la conduisant à la formation de molécules complexes de type Substances Humiques.

VI.2 - La formation des Substances Humiques du lixiviat

Les substances humiques sont constituées par des réactions secondaires de synthèse (condensation) lors de processus de dégradation et de transformation des matières organiques sous l'action microbienne. Elles peuvent se scinder en humines, Acides Fulviques et Acides Humiques. A ce stade, les substrats restants sont si réfractaires à la dégradation que l'activité microbienne est ralentie. Les processus de dégradation deviennent de plus en plus lents et la phase humique peut durer plus d'un siècle.

Un certain nombre de théories décrites par certains auteurs montre que la formation des Substances Humiques du lixiviat est à l'origine de la dégradation des composés tel que la lignine, la cellulose et l'hémicellulose, les sucres aminés, et la matière organique. La cellulose et la lignine (difficilement biodégradable) sont souvent associées à des substances préhumiques (**BERTHE, 2006; LABANOWSKI, 2004**).

VII - Impact du lixiviat sur la qualité des eaux souterraines

Des missions et des enquêtes de terrains sur les nuisances engendrées par les lixiviats des décharges d'ordures ménagères, ainsi que des études de caractérisations des échantillons de sol et des eaux aussi bien superficielles que souterraines montrent que ces lixiviats induisent une contamination potentielle des ces derniers.

Comment éviter la contamination des eaux, des sols et assurer une gestion efficace des décharges et leurs produits (lixiviat et biogaz)?, est une question d'actualité pour les pays en développement car la quasi-totalité des implantations de décharges publiques dans ces pays se font sans tenir compte de leurs impacts sur le milieu naturel notamment dans l'atmosphère, les eaux souterraines et les cours d'eau

Devant une telle situation une pollution massive des eaux est très fréquente en raison des percolations des eaux de lixiviat à forte charge polluante à travers le sol, cette charge polluante est de trois types à savoir : la matière organique et/ou minérale, les métaux lourds et les microorganismes. Le tableau 5 présente quelques études d'impact des lixiviats sur la qualité des eaux souterraines

Tableau 5 : Impact des lixiviats sur la qualité des eaux souterraines

Le site d'étude	L'eau analysée	Type de contaminant	Références
La décharge de TANGER, Maroc	Eaux des puits et des oueds, Eaux souterraines	Métaux et hydrocarbures	SBAI et al., 2005
La décharge publique D'EL JADIDA, Maroc	Eaux souterraines de la nappe phréatique	Teneurs élevées en chlorures, sulfate et sodium.	KHOULAID et al., 2005
La décharge publique de HEVIE, Bénin	Eaux souterraines et de surface, eau de forage de (25 à 50 m de profondeur)	DCO et matières non biodégradables assez élevés. Métaux lourds toxiques le plomb, le cadmium et le zinc	KEHILA et al., 2007
La décharge publique de TIARET, Algérie	Eaux souterraines (puits de 9 à 45 m de profondeur et d'éloignement de 100 à 1200 m de la décharge)	Nitrate, ammonium, DCO Métaux toxiques : le chrome, le zinc et le plomb, Les germes pathogènes (Coliformes totaux, Coliformes fécaux (colibacille), et les Streptocoques fécaux)	MEKAIKIA MOKHTARIA et al., 2007

Ces études ont montré un double impact des lixiviats sur la qualité des eaux :

- Un impact direct : par le biais des lixiviats, qui par écoulement entraînent une pollution des eaux de surface
- Un impact indirect : les lixiviats s'écoulent et s'infiltrent par les fissures en fonction de la perméabilité, la porosité et le type de sol, causant ainsi une pollution en profondeur des eaux souterraines.

Les eaux contaminées par des lixiviats contenant des microorganismes pathogènes, sont impropres à la consommation et présentent le siège de maladies hydriques, parmi les plus connues la salmonelle, le choléra et la shigellose.

VIII - Traitement des lixiviats

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 (lagunage, aération, etc.) et les traitements physico-chimiques (coagulation - floculation, oxydation, précipitation, Adsorption et filtration, etc.). 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 (**POULIOT, 1999; WANG et al., 2004; GACHET, 2005; WISZNIOWSKI et al., 2006; RENOUE et al., 2008**)

VIII.1 - Problèmes liés au traitement du lixiviat

Une bonne gestion des traitements des lixiviats des décharges sanitaires exige la connaissance des designs de décharges, la quantité et la qualité de lixiviat, le degré de traitement requis, et les méthodes de disposition finale des effluents et des résidus. Beaucoup de facteurs non techniques, tels que les thèmes légaux, les contraintes de normalisation et la participation publique, peuvent également influencer cette gestion. De plus, durant la période d'exploitation des décharges (30 ans ou plus) la qualité de lixiviat changera, la technologie peut s'améliorer, de nouvelles lois peuvent être passées, de nouveaux règlements peuvent être émis, et les facteurs économiques peuvent changer. L'ingénieur doit donc considérer ces possibilités, et devrait favoriser les processus de traitement qui sont suffisamment flexibles pour demeurer utiles, même avec les changements de technologie, des règlements, des caractéristiques de lixiviat et de la situation économique. (**TARAF VELEZ, 1999**).

Les problèmes spécifiques liés au traitement du lixiviat de décharges sont :

- La forte résistance des déchets constitue un potentiel de pollution très important qui dicte la sélection des processus fiables de traitement à utiliser.
- Les changements rencontrés d'une décharge à une autre fait que les techniques de traitement des déchets applicables à un site peuvent ne pas être directement transmissibles à un autre, d'où la nécessité des traitements appropriés à chaque site.
- La principale source du lixiviat est la filtration de l'eau qui peut être saisonnière selon les facteurs hydrologiques et climatiques.
- La nature chimique des déchets solides reçus à une décharge a un effet marqué sur la composition du lixiviat.
- Les fluctuations de la quantité et de la qualité du lixiviat, qui se produisent pendant des intervalles de temps court et long, doivent être considérées dans la conception des installations de traitement. Le processus conçu pour traiter efficacement un lixiviat jeune devrait être modifié à l'avenir pour traiter un lixiviat convenablement âgés, où les normes des effluents changent. La figure 1 montre bien le choix de traitement approprié selon l'âge du lixiviat.

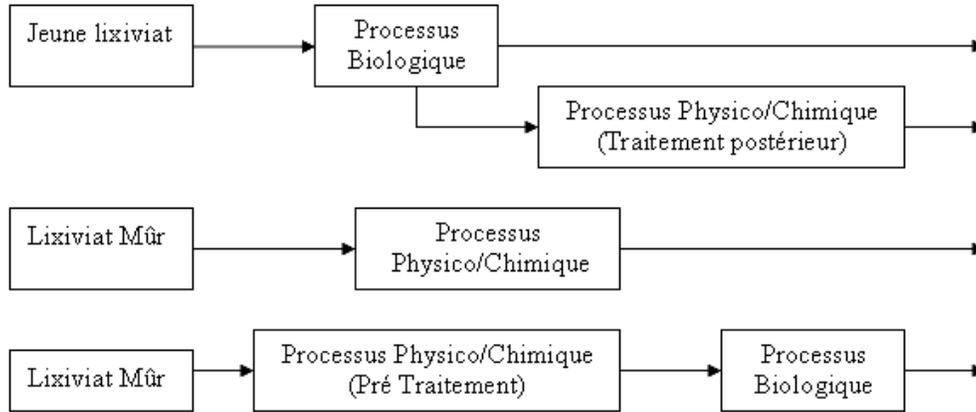


Figure 1 : Arrangements alternatifs des traitements biologiques, physiques, et chimiques du lixiviat de décharge.

Pour **BERTHE, 2006**, les procédés de traitement appliqués aux lixiviats dépendent de la nature de ces derniers. Ils sont de types biologiques pour les effluents jeunes et biodégradables (lagunage, aération etc...) et physico-chimiques pour les effluents vieux et peu ou pas biodégradables (coagulation - floculation, électrocoagulation, oxydation, précipitation, adsorption et filtration etc...). Les procédés d'électrocoagulation seront étudiés en détail dans les chapitres suivants.

Chapitre II**Notion d'électrochimie****I - Introduction**

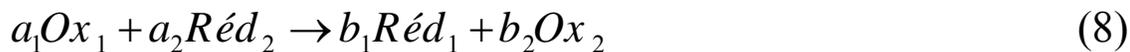
Avant d'examiner l'apport de l'électrochimie dans le domaine environnemental et plus particulièrement dans le traitement d'effluents aqueux, il est utile, dans un premier temps, de rappeler quelques concepts fondamentaux. Leur compréhension est en effet indispensable à la réalisation de tout travail de recherche dans le domaine de l'électrochimie, afin d'interpréter aussi correctement que possible les différents phénomènes observés.

II - Réactions et cellules électrochimiques

Selon **WARNIER, 2007**, les réactions électrochimiques sont des réactions chimiques hétérogènes impliquant un transfert d'électrons entre une électrode et une espèce en solution. Le transfert d'électrons peut donner lieu à un processus cathodique, de réduction, où les électrons passent de l'électrode, nommée cathode, vers l'espèce en solution qui se réduit (équation 7)



Réciproquement, le transfert d'électrons peut être un processus anodique, d'oxydation, où les électrons passent de l'espèce en solution qui s'oxyde à l'électrode, nommée anode. Ces deux demi - réactions, l'une de réduction et l'autre d'oxydation, donnent lieu à une réaction électrochimique globale, associée à une cellule électrochimique :



La cellule électrochimique est donc composée d'une anode et d'une cathode ainsi que d'un électrolyte mais comporte également un circuit électrique externe.

La figure 2 représente schématiquement une cellule électrochimique avec ses composants et ses caractéristiques électrochimiques.

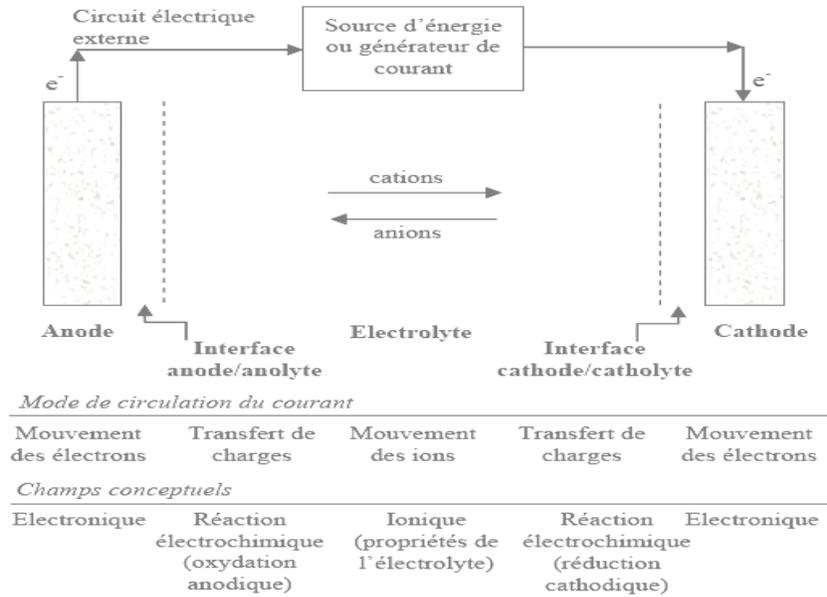


Figure 2 : Représentation schématique d'une cellule électrochimique avec ses composants et ses caractéristiques

III - L'énergie libre de Gibbs

CASILLAS, 2007, WARNIER, 2007, ont mentionné que la spontanéité ou bien la nécessité d'énergie supplémentaire pour qu'une réaction électrochimique globale de la cellule aura lieu, dépendra de la valeur de la variation de l'énergie libre de Gibbs, associée à cette réaction, qui est donnée par la relation suivante :

$$\Delta G_{cell} = \Delta G_{cell}^0 + RT \ln \frac{(a_{Red_1})^{b_1} \cdot (a_{Ox_2})^{b_2}}{(a_{Red_2})^{a_2} \cdot (a_{Ox_1})^{a_1}} \quad (9)$$

Où

ΔG_{cell}^0 : est la variation d'énergie libre standard du système, c'est-à-dire lorsque l'ensemble des espèces ont une activité unitaire, et les a_x sont les activités des espèces réactives.

Suivant le signe de l' ΔG_{cell} deux cas peuvent être obtenus :

- Si le ΔG_{cell} , est négatif : La réaction électrochimique aura lieu spontanément, dans ce cas, nous avons une cellule galvanique qui produit de l'énergie électrique pouvant être utilisée pour produire un travail utile comme la production de lumière, de chaleur,...
- Si le ΔG_{cell} , est positif : il faudra fournir de l'énergie électrique au système pour que la réaction électrochimique globale de la cellule puisse avoir lieu : nous parlerons, dans ce cas, de cellule d'électrolyse.

La variation de l'énergie libre de Gibbs associée à une réaction électrochimique est liée à la tension d'équilibre de la cellule, E_{cell}^e , différence de potentiel entre les électrodes de la cellule à courant nul, suivant l'expression bien connue :

$$\Delta G_{cell} = -nFE_{cell}^e = -nF(E_C^e - E_A^e) \quad (10)$$

Où

F : est la constante de Faraday (96485 C mol⁻¹)

n : est le nombre d'électrons impliqués dans la réaction d'oxydoréduction

E_C^e et E_A^e : sont respectivement les potentiels d'équilibre des deux demi - réactions cathodique et anodique.

IV - Equation de Nernst et courant d'échange

D'après **GORREC et al., 2004; CASILLAS, 2007; WARNIER, 2007**, en absence de courant (circuit ouvert), la composition de l'électrolyte reste inchangée et uniforme, et la tension de cellule est à l'équilibre.

La tension de cellule à l'équilibre, qui est la différence de potentiel à l'équilibre entre l'électrode de référence (Electrode normale ou standard d'hydrogène "SHE" d'un potentiel égal à zéro) et l'électrode étudiée associée à la réaction de réduction, correspond au potentiel d'équilibre de cette dernière. Ce potentiel est donné par **l'équation de Nernst**

$$E_{Ox/Red}^e = \left(E_{Ox/Red}^e\right)^0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{(a_{Ox})^a}{(a_{Red})^b} \quad (11)$$

Où

$\left(E_{Ox/Red}^e\right)^0$, est le potentiel d'équilibre pour le couple considéré lorsque les activités des espèces oxydées et réduites sont unitaires.

A ce potentiel d'équilibre, bien qu'aucun courant net n'est observé dans la cellule, un équilibre dynamique a lieu à la surface de l'électrode. Les deux réactions de réduction de l'espèce Ox en l'espèce Réd et d'oxydation de l'espèce Réd en l'espèce Ox ont lieu mais à des vitesses égales, ayant pour conséquence aucune modification de la composition de la solution et de l'interface électrode/électrolyte. En terme de courant faradique, on peut écrire :

$$-I_R^e = I_{Ox}^e = I_0 \quad (12)$$

Où

I_0 , est le courant d'échange et I_R^e et I_{Ox}^e sont respectivement les courants partiels de réduction et d'oxydation à l'équilibre. Ces deux derniers courants prennent des signes opposés étant donné que les réactions de réduction et d'oxydation sont associées à des flux d'électrons ayant des sens de circulation opposés à travers le circuit électrique extérieur ; par convention, l'oxydation donne lieu à un courant positif.

V - Stabilité thermodynamique de l'eau

WARNIER, 2007, a rapporté qu'en milieu aqueux, le potentiel des électrodes est limité par la réaction de décomposition électrochimique de l'eau avec la formation d'oxygène à l'anode et d'hydrogène à la cathode selon les réactions d'oxydation et de réduction de l'eau suivantes :



Pour ces réactions, les potentiels correspondant déterminés par l'équation de Nernst s'écrit respectivement :

$$E_{O_2/H_2O}^e = 1,23 - 0,059 * pH \quad (15)$$

$$E_{H^+/H_2}^e = -0,059 * pH \quad (16)$$

La représentation de ces potentiels en fonction du pH nous permet de déterminer un diagramme appelé le "**diagramme de potentiel - pH de Pourbaix**" qui représente les circonstances d'équilibre des réactions, respectivement, de réduction de l'eau (ou de ses ions H^+), équation (13), et d'oxydation de l'eau, équation (14).

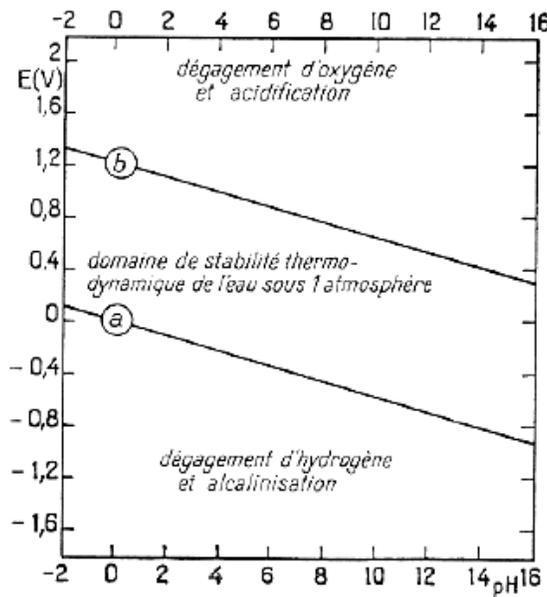


Figure 3 : Domaine de stabilité thermodynamique de l'eau, sous une pression de 1 atm, dans le diagramme de potentiel - pH de Pourbaix

Sur ce diagramme, trois zones sont bien distinctes :

- La première zone : située sous la ligne (a), de potentiel inférieur au potentiel d'équilibre de la réaction de réduction de l'eau, correspond à une pression d'équilibre en hydrogène supérieure à 1 atm et l'eau tend, à pression atmosphérique, à se réduire avec un dégagement d'hydrogène et alcalinisation.
- La deuxième zone : située au-dessus de la ligne (b), de potentiel supérieur au potentiel d'équilibre de la réaction d'oxydation de l'eau, correspond à une pression d'équilibre en oxygène supérieure à 1 atm et l'eau tend, sous pression atmosphérique, à s'oxyder avec un dégagement d'oxygène et acidification.
- La troisième zone : se situant entre les deux lignes (a) et (b), les pressions en hydrogène et en oxygène sont toutes deux inférieures à 1 atm, cette zone constitue donc le **domaine de stabilité thermodynamique de l'eau** sous une pression de 1 atm ; c'est dans ce domaine, et uniquement dans celui-ci, que l'eau sera thermodynamiquement stable.

VI - Les principales lois de l'électrolyse

VI 1 - Loi de Faraday

Si l'on considère que les seules réactions chimiques qui se déroulent dans une cellule électrochimique sont :

- A l'anode, l'oxydation du métal
- A la cathode, la réduction de l'eau

Il est possible de déterminer la masse de métal dissoute et d'hydrogène formé pendant une durée t d'électrolyse à un courant I , en utilisant la loi de Faraday :

$$m = \frac{I \cdot t \cdot M}{n \cdot F} \quad (17)$$

Avec :

m : Masse du métal dissous ou de gaz formé (g).

I : Intensité du courant imposé (A).

t : durée d'électrolyse (s).

M : Poids moléculaire de l'élément considéré ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$).

F : Constante de Faraday ($96500 \text{ C} \cdot \text{mol}^{-1}$).

n : Nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée.

Si le modèle d'électrolyse comprend p électrodes, et est alimenté par un liquide ayant un débit Q_e , alors :

$$C = \frac{m \cdot (p - 1)}{Q_e} \quad (18)$$

Avec :

C : Débit massique de métal dissous (kg.h/m^3).

Q_e : Débit d'alimentation de la cellule (m^3/h).

p : Nombre d'électrodes.

m : Quantité théorique de métal dissous (kg).

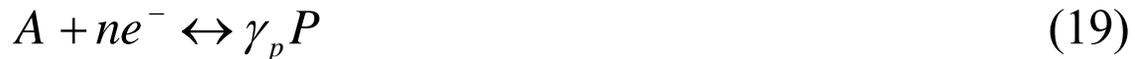
Si d'autres réactions électrochimiques se déroulent simultanément, le courant d'électrolyse n'est pas entièrement utilisé par la réaction d'oxydation.

Cette loi montre que la quantité d'ions métalliques dissous par oxydation anodique est directement proportionnelle à l'intensité imposée et à la durée d'électrolyse mais inversement proportionnelle à la valence de l'ion émis (LABANOWSKI, 2004; BENNAJAH, 2007)

VI 2 - Rendement faradique et rendement énergétique

LABANOWSKI, 2004; BENNAJAH, 2007, ont exprimé le rendement faradique et le rendement énergétique à partir d'hypothèse suivante :

Soit la réaction électrochimique :



Avec :

A : Espèce oxydante.

P : Espèce réductrice

n : Nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction.

γ_p : Nombre de moles de P produites.

Si cette réaction est la seule à se produire, la loi de Faraday indique que la production de γ_p moles de P nécessite le passage de γ_p moles d'électrons, c'est-à-dire, la quantité d'électricité Q_0 telle que :

$$Q_0 = n.N e_0 = nF \quad (20)$$

Avec :

N : Nombre d'Avogadro ($6,022.10^{23} \text{ mol}^{-1}$).

F : Constante de Faraday (96500 C.mol^{-1}).

e_0 : La charge élémentaire ($1,602.10^{-19} \text{ C}$).

n : Nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée.

Le courant d'électrolyse est alors entièrement utilisé par cette réaction. Dans le cas où plusieurs réactions électrochimiques se produisent en même temps, on évalue le rendement faradique par rapport à la réaction (13).

- Le rendement en courant ou rendement faradique φ_c

$$\varphi_c = \frac{\text{Quantité d'électricité nécessaire pour produire } \gamma_P \text{ moles de } P}{\text{Quantité d'électricité réellement consommée pendant l'électrolyse}} \quad (21)$$

Soit :

$$\varphi_c = \frac{I_{\text{théorique}} \cdot t}{I_{\text{consommée}} \cdot t} \quad (22)$$

- Le rendement énergétique RE défini par :

$$RE = \frac{\text{Energie minimale nécessaire pour produire } \gamma_P \text{ moles de } P}{\text{Energie réellement consommée pendant l'électrolyse}} \quad (23)$$

Soit :

$$RE = \frac{I_{\text{théorique}} \cdot E_{E_q}}{I_{\text{consommée}} \cdot E_{App}} \quad (24)$$

Avec :

$$E_{E_q} = E_{O(\text{anode})} - E_{O(\text{cathode})} \quad (25)$$

Où

E_{E_q} : Potentiel d'équilibre

E_O : Sont les potentiels d'abandon des électrodes ($i=0$).

E_{App} : Tension mesurée aux bornes de l'électrolyseur.

Le rapport E_{E_q} / E_{App} représentant le rendement des tensions R_T , on peut aussi écrire le rendement énergétique comme

$$R_E = \varphi_C \cdot R_T \quad (26)$$

VII - Les étapes de la réaction électrochimique

La vitesse d'une réaction électrochimique est principalement fonction des processus de transfert de matière, de transfert électronique à la surface de l'électrode, des réactions chimiques

qui précèdent ou suivent le transfert électronique et des autres réactions telles que l'adsorption et la désorption à la surface de l'électrode. Cela implique que la vitesse globale d'une réaction électrochimique est dépendante des cinétiques des réactions et des processus les plus lents, appelée étapes cinétiquement limitantes. (LABANOWSKI, 2004; WARNIER, 2007; BENNAJAH, 2007). La figure 4 illustre la complexité de ce phénomène.

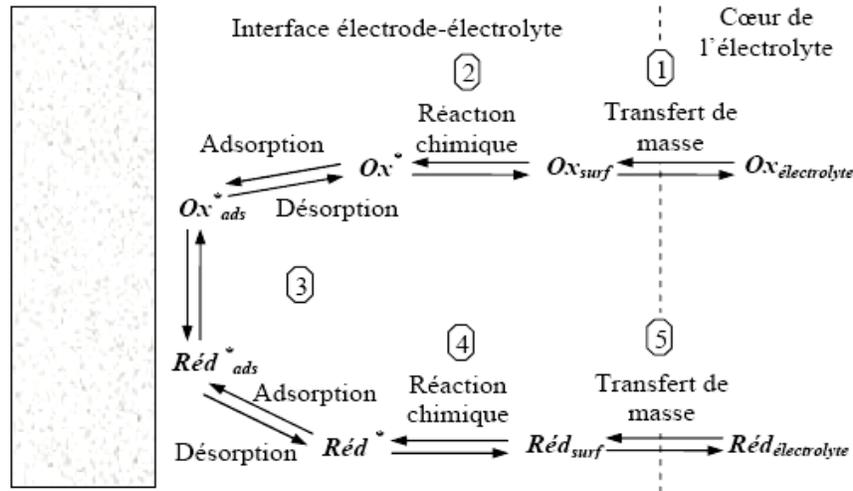


Figure 4 : Description des différentes étapes du processus électrochimique au niveau d'une électrode

Selon cette approche, les contraintes cinétiques sont exprimées par la somme des surtensions qui est représentative des différentes étapes d'une réaction électrochimique. Une ou plusieurs de ces étapes sont nécessairement déterminantes de la vitesse et limitent donc l'amplitude du courant. La tension expérimentale nécessaire pour qu'une réaction ait lieu peut être défini comme la somme de plusieurs termes intégrant la somme de toutes ces surtensions

$$E_{App} = E_{eq} + \sum \eta + IR \quad (27)$$

Avec :

E_{App} : Tension aux électrodes

E_{eq} : Potentiel d'équilibre du couple redox

$\sum \eta$: Somme des surtensions

IR : Chute ohmique (résistance de la solution)

Le terme E_{App} contribue fortement au coût du procédé. On peut, en effet accéder aisément à la puissance utilisée par le système P (en W) par l'équation (28)

$$P = E_{App} \cdot I \quad (28)$$

Chapitre III**Le procédé d'électrocoagulation : Théorie et applications****A : Théorie d'électrocoagulation****I - Introduction**

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 pour entraîner l'abatement des polluants disséminés dans l'effluent. Ce procédé s'opère à l'aide d'électrodes (anodes et cathodes), lesquelles sont plongées dans un milieu aqueux. (PROUX, 2008)

II - Principe du procédé d'électrocoagulation

Le procédé d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}), susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation - flocculation des polluants que l'on souhaite éliminer. L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent. Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de flocs qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) (BENNAJAH, 2007).

La figure suivante présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium.

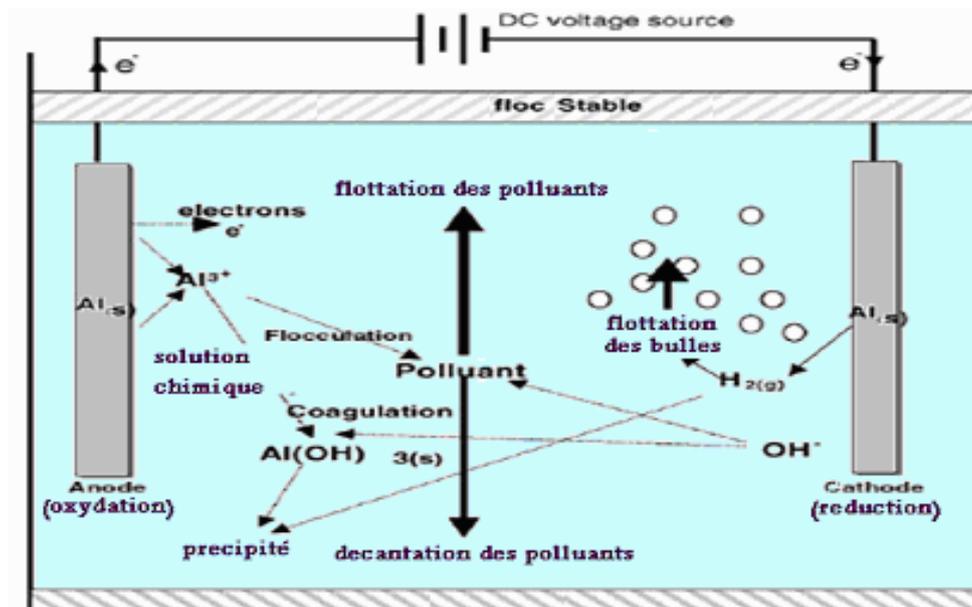
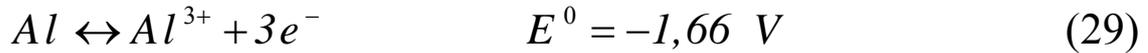


Figure 5 : Schéma du principe de l'électrocoagulation

III - Réactions aux électrodes

Dans le procédé d'électrocoagulation, le coagulant est produit in situ par oxydation électrolytique d'une anode suite au passage d'un courant. Les principales réactions mises en jeu pour des électrodes en aluminium soumises un courant continu sont les suivantes :

- A l'**anode**, le métal est oxydé suivant la réaction :



Si la densité de courant est suffisante et si les conditions du milieu s'y prêtent, l'anode peut être également le siège d'une oxydation de l'eau :



- A la **cathode**, la principale réaction est la réduction de l'eau :



La production d'ions OH^{-} sur la face cathodique provoque également une dissolution de la cathode par augmentation locale du pH



L'ensemble des ions Al^{3+} générés en solution s'hydratent puis réagissent avec l'eau pour former principalement :



Avant d'arriver à cette formation une multitude de complexes anioniques et cationiques peuvent être formés :

- Les **mono complexes** tels que : $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^{+}$, $Al(OH)_4^{-}$
- Les **poly complexes** tels que : $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_2(OH)_5^{+}$, $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$
- Les **espèces amorphes et très peu solubles** telles que : $Al(OH)_3$, Al_2O_3

Ces espèces jouent le rôle de coagulant et conduisent à la formation de précipités, puis de floccs facilement éliminables.

Au voisinage de la cathode, la réduction du solvant (eau) provoque la formation du gaz hydrogène. Ce dégagement de gaz se présente sous formes de bulles, estimées à un diamètre d'environ 10 à 100 μ m et contribuent fortement à l'agitation du milieu. Dans certains cas, lorsque l'installation est conçue dans le but de réaliser une floculation après électrocoagulation, ces bulles adhèrent aux solides formés en solution (adsorbant- polluant) et favorisent leur flottation. (LABANOWSKI, 2004; BENNAJAH, 2007).

IV - Les mécanismes de l'électrocoagulation

IV.1 - Les procédés électrochimiques d'oxydation avancée

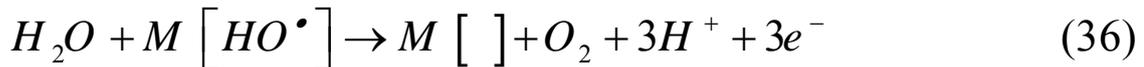
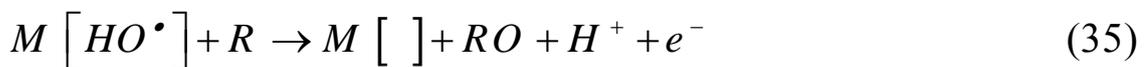
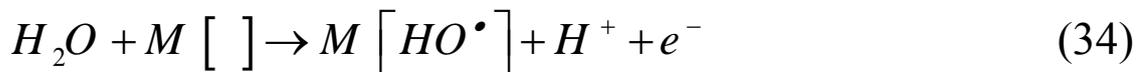
D'après GUIVARCH ZAWLOTZKI, 2004, Lors de la mise en opération d'une cellule électrochimique, deux types de procédés électrochimiques d'oxydation se mis en évidence :

- **Les procédés électrochimiques d'oxydation directe** pour lesquels une réaction de transfert d'électron du (oxydation anodique) ou au polluant (réduction cathodique) a lieu à la surface d'une électrode de travail.
- **Les procédés électrochimiques d'oxydation indirecte** dans lesquels un réactif rédox dissous existe ou est généré à partir de l'électrolyte ou à partir de la phase de l'électrode dans le but de participer à la réaction de dégradation.

IV.1.1 - Oxydation directe

L'oxydation du polluant considéré a lieu dans un compartiment anodique à forte surtension pour O_2 , cette oxydation se déroule en deux étapes :

- Les radicaux hydroxyles sont générés par décharge anodique de l'eau sur des sites actifs de l'électrode (M) (Equation 34) qui réagissent ensuite sur les produits organiques R adsorbés (Equation 35)
- La matière organique oxydée (RO) obtenue peut être oxydée davantage par les radicaux hydroxyles continuellement fournis au milieu

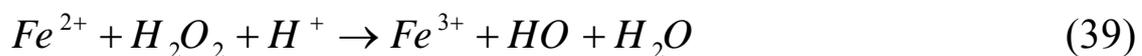


IV.1.2 - Oxydation indirecte

L'électrocoagulation se réfère à la production électrochimique d'agents déstabilisants qui provoquent la neutralisation de charge pour la réduction des polluants. Une anode sacrificielle de Fer ou Aluminium fournit en continu au milieu les ions Fe^{2+} ou Al^{3+} (Equation 37) ou Equation 29)



Le Fe^{2+} réagit avec le peroxyde d'hydrogène électrogénéré (Equation 38) pour donner une solution concentrée en Fe^{3+} par la réaction de Fenton (Equation 39)



L'excès d'ions Fe^{3+} / Al^{3+} précipite en oxyde de Fe / Al(III) hydraté $Fe(OH)_3$ / $Al(OH)_3$ (Equation 40 ou 33)



Les taux de contamination sont réduits par oxydation avec les radicaux HO^\bullet (Equation 39) et coagulation concomitante avec le précipité de $Fe(OH)_3$ / $Al(OH)_3$.

Pour **ALBERT, 2006**, l'oxydation indirecte se produit par l'entremise d'agents oxydants " O^\bullet , O_3 , OH^\bullet , H_2O_2 , Cl_2 , ClO_2 , MnO_4^- , Ag^+ , Cu^{++} " qui peuvent être produits selon les conditions d'opération et du liquide à traiter.

Sur un lixiviat de décharge d'ordures ménagères, **LABANOWSKI, 2004**, rapporte que les réactions d'oxydation indirecte par le chlore (l'oxydation anodique de cet ion peut conduire à la production d'hypochlorite " $HClO$ " : un oxydant très puissant) prédominent et permettent une diminution de la DCO et des ions ammonium " NH_4^+ ". Néanmoins, elles provoquent l'apparition de chloramines.

IV.2 - Les mécanismes physico-chimiques "Coagulation - floculation"

IV.2.1 - Chimie des sel de fer et d'aluminium

IV.2.1.1 - Formation d'hydroxydes d'aluminium

L'aluminium peut exister sous différentes formes lors de sa mise en solution. Ces formes sont en équilibre entre elles. Au contact de l'eau, les ions Al^{3+} s'hydrolysent et en fonction du pH de la solution produisent des hydroxydes d'aluminium de différentes formes.

Afin de pouvoir visualiser les variations de ces hydroxydes d'aluminium en fonction du pH, un diagramme de solubilité du précipité $Al(OH)_{3(s)}$ est établie par **HOLT, 2002**. Ce diagramme présumé que les espèces solubles d'hydroxydes d'aluminium sont en équilibre avec le précipité solide d'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_{3(s)}$. (Figure 6)

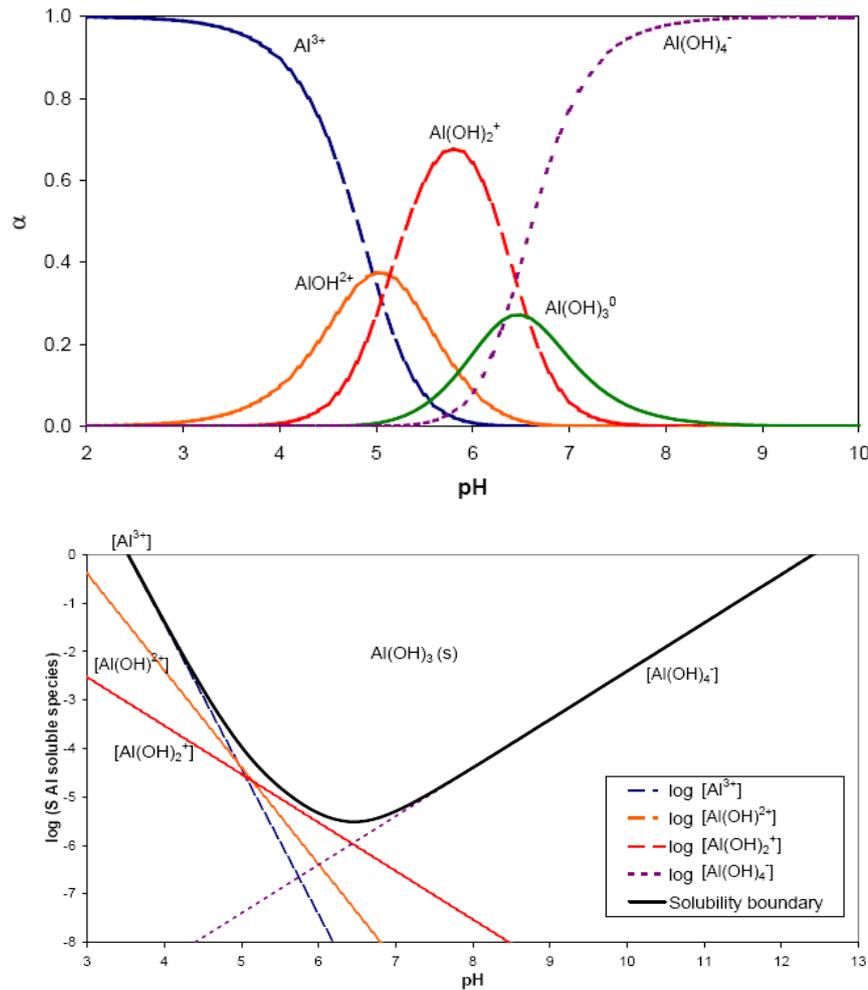


Figure 6: Diagrammes de prédominance des espèces d'aluminium et effet du pH

L'interprétation de ce diagramme montre que :

- A $\text{pH} < 3$: l'aluminium est principalement à la forme trivalente Al^{3+} , cette forme de monomère devient négligeable en milieu moins acide ($\text{pH} > 6$).
- La forme ionique $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ apparaît vers des pH de l'ordre de 3 pour atteindre un maximum de concentration (20% de l'aluminium présent) vers un $\text{pH} = 5$.
- Dans la zone de pH comprise entre 5 et 8 : l'espèce la plus répandue en solution est l'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) avec un maximum de 95 % vers $\text{pH} = 6,5$. La solubilité de l'aluminium trivalent est quasiment nulle dans une gamme de pH entre 5 et 8, cependant sa réaction avec les OH^- en solution, permet la formation de composés solubles tel que les cations $[\text{Al}(\text{OH})_2]^+$ et $[\text{Al}(\text{OH})]^{2+}$.
- L'ion $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ commence à se former vers un $\text{pH} = 6$ et atteint son maximum de 90 % de l'aluminium présent dans la solution vers un pH de 9.5, le reste de l'aluminium étant sous la forme d'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ et de $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$. En milieu alcalin ($\text{pH} > 11$), on trouve deux complexes anioniques $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ et $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$ qui deviennent majoritaires à $\text{pH} > 12$.

L'aluminium et ces formes d'hydroxydes peuvent former des complexes avec les matières organiques naturelles tels que les dérivés d'acides humiques, les protéines, les micelles et les

colloïdes. Ce qui provoque la déstabilisation de ces substances polluantes et de leur extirpation subséquente des eaux usées.

IV.2.1.2 - Formation d'hydroxydes de fer

Par la production in situ d'ions de fer, Fe^{2+} et Fe^{3+} dans un milieu aqueux et en fonction du pH de la solution, il y a formation d'hydroxydes de fer de différentes formes. La répartition de ces différentes espèces en fonction du pH a été déterminée par NEFF, 2003, (Figure 7)

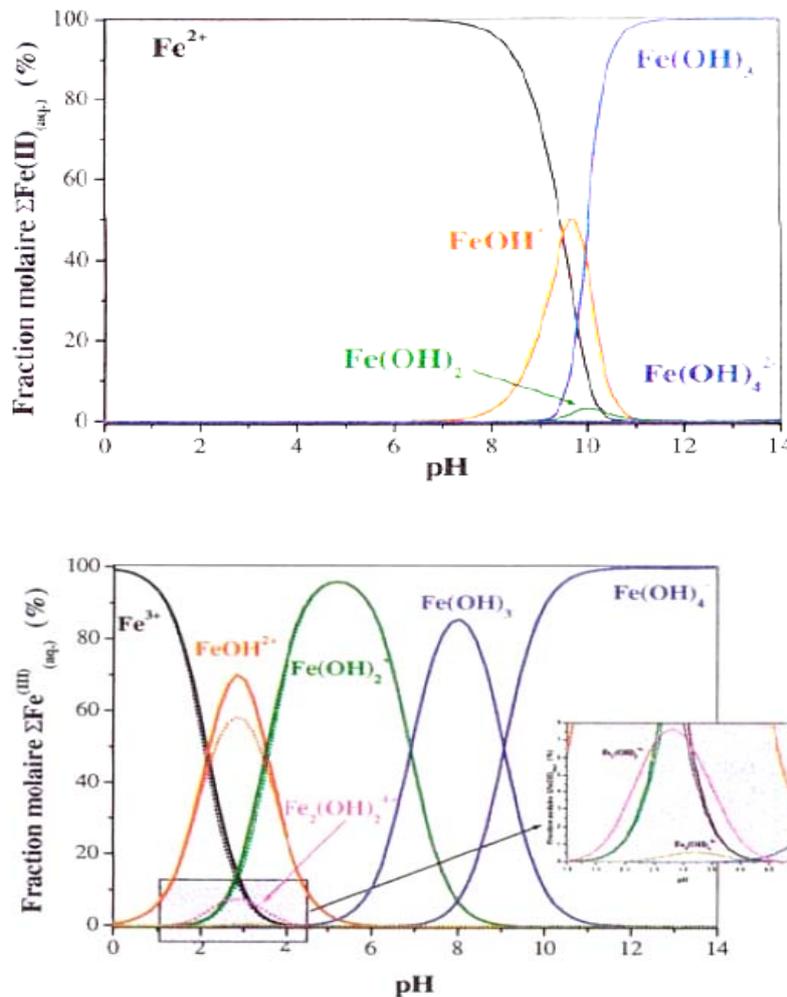


Figure 7: Répartition molaire du fer II et du fer III en fonction du pH

D'après la Figure 2, on peut remarquer que:

- A milieu acide : Le fer ferreux est sous la forme Fe^{2+} , cette forme prédominant jusqu'à une valeur de $\text{pH}=9$
- Les complexes FeOH^+ , Fe(OH)_2 , Fe(OH)_4^{2-} et Fe(OH)_3^- apparaissent dans les milieux alcalins.
- Au milieux très acides ($0 < \text{pH} < 2$) : Le fer ferrique est sous la forme Fe^{3+} et devient rapidement minoritaire au profit des complexes hydroxylés qui se forment à des pH compris entre 3 et 9.

IV.2.2 - Les étapes de la "Coagulation - floculation"

Selon les auteurs **LABANOWSKI, 2004; ALBERT, 2006; PROUX, 2008**, il est présumé que les mécanismes de la coagulation qui surviennent lors de l'électrocoagulation sont similaires à ceux observés lors de l'ajout de sels métalliques. Ceux-ci s'articulent autour de trois étapes distinctes :

- **Formation d'hydroxydes d'aluminium**, communément appelés **agents coagulants** Par introduction d'ions métalliques dans le milieu aqueux
- **Déstabilisation des espèces polluantes**, particules en suspension et émulsions.

Ces deux étapes sont généralement favorisées lors d'un brassage rapide où les sels métalliques sont ajoutés et dispersés dans l'eau à traiter

- **Extirpation de ces derniers** sous la forme de floes et agrégats.

Cette agrégation des particules (la formation des floes) est favorisée lors d'une étape de floculation, parfois avec l'aide d'un polymère organique, où des collisions entre les particules mènent à la formation de grands floes qui sont ainsi plus faciles à séparer de l'eau traitée.

IV.3 - Les mécanismes physiques "Flottation et décantation"

Le processus d'électrocoagulation, de par ses caractéristiques et conditions opératoires, peut induire naturellement deux techniques de séparation des particules solides : la flottation et la décantation (**ALBERT, 2006; PROUX, 2008**)

IV.3.1 – Flottation

La flottation consiste à former un complexe particule - gaz plus léger que l'eau. L'introduction de bulles de gaz (majoritairement de l'hydrogène) dans l'eau à traiter est assurée par formation électrochimique. Ce processus de flottation comporte quatre étapes :

- La formation de bulles de gaz
- La collision des bulles avec les particules
- L'adsorption des bulles sur les particules
- La remontée des complexes à la surface du liquide

Il est alors possible de retirer les impuretés solides emprisonnées dans l'écume à l'aide de dispositifs de raclage mécaniques

IV.3.2 – Décantation

La décantation est un processus par lequel on favorise la sédimentation des solides plus denses que l'eau dans le but d'obtenir une eau clarifiée en surnageant. Les floes formés suite à un traitement d'électrocoagulation sont plus denses et contiennent moins d'eau d'hydratation que ceux obtenus par moyens chimiques, ce qui améliore l'efficacité de décantation de ces procédés par rapport à la coagulation chimique.

Les processus de décantation principalement rencontrés en électrocoagulation sont de deux types :

- Une décantation de particules discrètes, où les particules conservent leur forme, dimension et densité initiales
- Une décantation de particules floculantes, où les particules s'agglomèrent au cours de leur chute, modifiant ainsi leur vitesse de chute en cours de route.

V - Les mécanismes de corrosion des électrodes

V.1 - Cas des électrodes en aluminium

Selon **LABANOWSKI, 2004**, L'aluminium réagit spontanément en présence de l'oxygène pour former une couche d'oxyde (alumine) selon la réaction :



En présence d'eau, l'aluminium s'oxyde selon la réaction :



La stabilité de la couche d'oxyde dépend, pour une grande part, de la concentration en halogénures dans la solution. Les chlorures diffusent à travers la couche d'oxyde pour atteindre la surface du métal et engendrent des corrosions ponctuelles dites en piqûres. Cette corrosion est distinguée par deux phases :

- **L'initiation ou amorçage:** cette phase commence par l'adsorption des ions chlorures dans la zone de diffusion et dans le film d'oxyde, et conduit à la formation des microfissures. Cette adsorption est favorisée par la faible épaisseur de cette couche ainsi que son degré de porosité et d'hydratation.
- Une **phase de propagation ou de croissance** commence pour certaines piqûres déjà initiées.

La piqûre présente deux pôles :

1. Un pôle positif au fond de la piqûre (anode) où se produit l'oxydation de l'aluminium :



2. Un pôle négatif à la surface de la piqûre, lieu d'une réduction de l'eau ou des protons H^+ en milieu acide :



Globalement, on assiste dans une piqûre, à la formation de l'oxyde d'aluminium par réaction des ions Al^{3+} et OH^-

La figure 8 : schématise le mécanisme de corrosion.

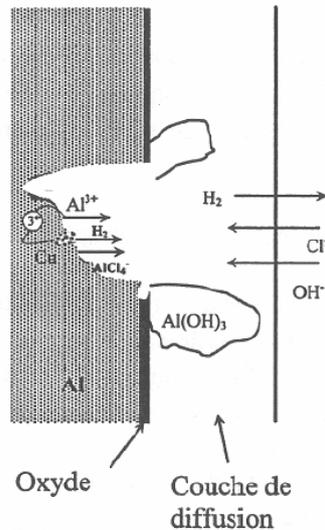


Figure 8 : Mécanisme de corrosion par les ions chlorures et hydroxydes par piqûre sur un alliage d'Aluminium

V.2 - Cas des électrodes en fer

D'après CASILLAS, 2007, l'eau en contact des surfaces de fer forme un film d'eau très mince et en présence d'oxygène, une corrosion spontanée de fer peut être initiée. La figure 9 illustre la corrosion de fer en contact avec l'eau.

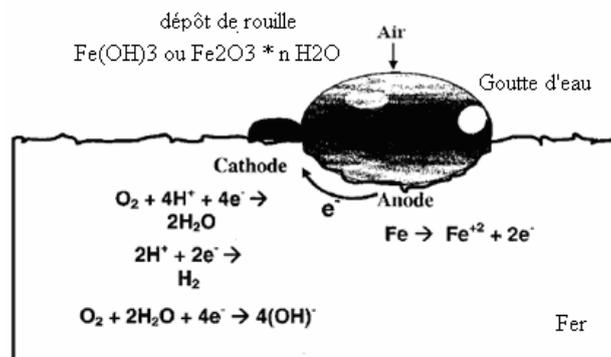


Figure 9 : Corrosion de Fer en contact avec l'eau.

Les principales étapes caractérisant cette corrosion sont :

- Adsorption des réactifs : O_2 , H_2O , et du H^+ sur la surface du métal
- L'initiation spontanée des réactions électrochimiques et apparition des piqûres caractérisée par deux pôles :

1 – Anode:



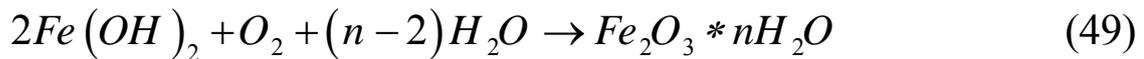
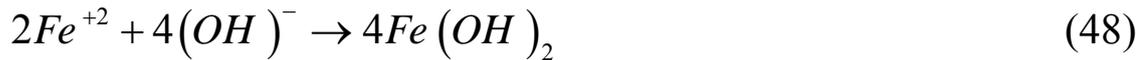
2 – Cathode:



D'où:



- Désorption des produits Fe^{+2} et OH^- , ce qui favorise la formation des hydroxydes et des oxydes de Fer selon les équations suivantes :



VI - Avantages et inconvénient du procédé d'électrocoagulation

Selon les auteurs **RAJESHWAR** et **IBANEZ, 1997**; **PATHAK, 2003**; **SAJEED FAROOQUI, 2004**; **BENNAJAH, 2007**, le procédé d'électrocoagulation par apport aux autres procédés physico-chimiques présente des avantages et des inconvénients.

VI.1 – Avantages

- Pratiquement aucun ajout chimique n'est exigé, ce qui évite les problèmes de la pollution secondaire par les produits chimiques
- L'efficacité des procédés d'électrocoagulation à déstabiliser les polluants colloïdaux très fins, comparé aux procédés chimiques qui nécessite des étapes de traitement plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées.
- Une production minimale des boues plus denses et moins hydrophiles rend la décantation et la flottation plus aisée et permettre de réduire le temps et les coûts de traitement de ces boues
- Le champ électrique entre les électrodes conduit à la destruction de certaines souches de bactéries. C'est un effet bactéricide sans aucune formation de dérivés hypochloreux ou d'autres dérivés du chlore.
- L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tel que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfites, les chromates et les ions fluorures.
- La biodégradabilité des effluents traités par électrocoagulation est améliorée. Ce perfectionnement est dû à la non-toxicité de la forme d'aluminium utilisée et à la faible salinité du milieu.
- L'utilisation de l'électrocoagulation permet de réduire le temps de traitement ; ce procédé permet aussi un grand gain en compacité des installations et une possibilité d'automatisation.
- La simplicité du matériel, la facilite d'exécution et les frais relativement bas rendent cette technique plus rentable.
- Ce processus n'exige pas une grande maintenance puisque il est contrôlée électriquement et est dépourvue de pièces mobiles.
- La nécessité de faible intensité, permettre une exécution du système même au moyen d'un panneau solaire simple.

- Les bulles de gaz produites pendant l'électrolyse peuvent porter les polluants au dessus de la solution où, ils sont plus facilement concentrés, collectés et éliminés.
- Les effluents issus d'électrocoagulation peuvent être réutilisés avec un faible coût de recyclage, puisque ces eaux contiennent du faible taux en matières solides dissoutes par rapport aux effluents de traitement chimique.
- Les floes formés pendant le procédé d'électrocoagulation tendent à être beaucoup plus grandes, plus stables et faciles à séparer par filtration.
- La technique de l'électrocoagulation peut être utilisée en association avec d'autres techniques de traitement.

VI 2 – Inconvénients

- Les inconvénients majeurs de l'électrocoagulation concernent principalement la conductivité souvent faible de l'eau polluée et la formation des dépôts sur les électrodes. Pour faire face à ces problèmes :
 - Un rajout du chlorure de sodium améliore la conductivité des rejets
 - La présence de certains ions tels que les chlorures, permet d'éviter le phénomène de passivation des électrodes d'aluminium
 - Une inversion périodique de la polarité permet d'éviter l'apparition des dépôts de tartre au niveau de la cathode (cette formation de tartre est provoquée par la présence des ions calcium et des hydrogénocarbonate) ou bien par un simple nettoyage mécanique périodique des électrodes à l'aide de solutions acides
- Le coût élevé de l'électricité dans certaines régions
- L'élimination des composés organiques, dans un certain cas peut conduire à la formation des composés organiques chlorés toxiques surtout en présence des chlorures dans les effluents.
- Les eaux usées avec des teneurs élevées en acide humique et fulvique peuvent conduire à la formation des trihalométhanes
- Développement des mauvais goûts et des odeurs très désagréables lorsque il y a présence des phénols et des produits en décomposition avec le chlore.

B : Application d'électrocoagulation au traitement du lixiviat

I – Introduction

L'électrocoagulation étant basée sur le transfert d'électrons, cette technique peut être susceptible de s'appliquer à un nombre important de polluants tout en respectant l'objectif environnemental par le caractère « réactif propre » de l'électron. C'est dans ce contexte que la technologie électrochimique a été développée afin de pouvoir être appliquée au traitement d'effluents industriels.

II - Résumé de quelques travaux sur le traitement du lixiviat par les procédés d'électrocoagulation

En générale, le traitement des lixiviats par les procédés électrochimiques permet de réduire significativement les concentrations en contaminants tel que la matière organique, l'ammoniaque et la couleur.

La nature de l'anode, le pH, la densité de courant, la concentration en chlorure et les électrolytes additionnés peuvent influencer considérablement la performance de ces techniques.

Bien que la consommation de haute énergie et la formation potentielle de produits organiques chlorés puissent limiter ces applications, la technique électrochimique est une puissante technologie pour le traitement du lixiviat de décharge (**DENG et ENGLEHARDT, 2007**)

Le tableau suivant montre deux différentes applications d'électrochimie "l'électrolyse et l'électrocoagulation" pour le traitement du lixiviat des décharges d'ordures ménagères et leurs performances.

Tableau 6 : Quelques résultats d'applications de l'électrocoagulation au traitement du lixiviat

Références	La technique électrochimique utilisée	Le lixiviat traitée	Nature d'électrodes (Anode)	pH	polluants	Temps de traitement (min)	Pourcentage d'abattement (%)
CHIANG CHOUNG et al., 1995	Electrolyse	Lixiviat en cours de stabilisation	Sn-Pd-Ru (SPR) a couche de titane	8	DCO NH3-N	240	92 100
TSAI et al., 1997	Electrocoagulation	Lixiviat en cours de stabilisation	Al Fe	Libre Libre	DCO DCO	20	34 35
TSAI et al., 1997	Electrocoagulation	Lixiviat non stabilisés	Al Fe	Libre Libre	DCO DCO	20	34 39
CEBALLERO, 2001	Electrocoagulation	Lixiviat stabilisés	Fe	5,5	DCO	30	72
LABANOWSKI, 2004	Electrocoagulation	Lixiviat stabilisés	Al	6,2	DCO	30	47
BEAUCHESNE et al., 2005	Electrolyse	Lixiviat issu des incinérateurs de déchets municipaux	acier doux	7.5 à 8.5	Pb	60	98.8±1.3
SAWAITTAYOTIN et POLPRASERT, 2006	Electrocoagulation	Lixiviat stabilisés	Fe		DCO DBO ₅ Couleur	2 - 60	60 - 65 60 - 65 87
ILHAN et al., 2008	Electrocoagulation	Lixiviat en cours de stabilisation	Al Fe	Libre	DCO NH3-N DCO NH3-N	30	56 14 35 11

A noter également que l'électro-oxydation du lixiviat a une grande efficacité pour réduire les taux de la DCO et de NH_4^+ à des pourcentages de 70 % à 90 % et de 100 % respectivement (**LEU et CHANG, 1999; CHIANG et al., 2001; IHARA et al., 2004**). Ces résultats sont nettement supérieurs par rapport aux autres techniques tel que : la coagulation/floculation (**AMOKRANE et al., 1997**), la combinaison d'UV et $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ (**QURESHI et al., 2002**), processus de Fenton (**LOPEZ et al., 2004**), ultrason (**GONZE et al., 2003**), et d'autres processus physico-chimiques.

La décoloration du lixiviat par ces procédés est nettement efficace avec des taux 86 % et pendant moins de 180 min d'oxydation électrochimique (**MORAES et BERTAZZOLI, 2005**).

Matériel et méthodes

Chapitre I**Description du site et échantillonnage****I - Introduction**

Dans ce chapitre seront présentés le site d'étude et les techniques d'échantillonnage des lixiviats et des eaux souterraines.

II - Description du site d'étude**II.1 - Situation géographique**

La décharge de Oued Smar (Alger) d'une superficie de 37,5 hectares est située à 13 kilomètres de centre d'Alger et à côté de l'aéroport. Cette pollution est visible à Oued Smar, EL Harrach, Bab Ezzouar, Hamiz, Dar EL Beida et Eucalyptus.

II.2 - Caractéristiques de la décharge de Oued Smar

La décharge de Oued Smar reçoit les déchets de ménages des Wilayas d'Alger, de Boumerdes et de Tipaza. Cette décharge occupe une superficie qui a été largement augmentée de 10 à 37,5 hectares et a atteint un degré très avancé de saturation avec 1 600 à 4 000 tonnes/jour de déchets, soit approximativement 1 000 000 tonnes/année avec une hauteur des monticules qui dépassent largement les 15 m par rapport au niveau du sol. Elle a été fonctionnelle à partir des années 70 jusqu'à aujourd'hui et présente un mode d'exploitation qui ne tient pas compte des aspects environnementaux ce qui entraîne une production massive du lixiviat et de biogaz de mauvaises odeurs. Cela explique la formation d'étangs du lixiviat à la surface de la décharge et les écoulements vers le milieu extérieur pour rejoindre les oueds sortant des zones industrielles à côté de la décharge (figure 10).



Figure 10 : Vue aérienne de la décharge de Oued Smar

II.3 - Le climat

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.

Le tableau 7 présente les précipitations enregistrées durant le premier semestre de l'année 2009

Tableau 7 : Précipitations du premier semestre de l'année 2009 dans la région du Oued Smar

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout
Cumul (mm)	142	23	65	71	33	20	1	14
Max. (mm)	25	10	19	14	8	8	-	11

Données sources : Station météorologique de Dar El Beida

III - Echantillonnages

III.1 - Récupération des lixiviats

A l'extérieur de la décharge, les lixiviats s'écoulent gravitairement au travers d'un tuyau "buse de sortie de la décharge", ils sont récupérés dans des bidons en polyéthylène d'une capacité de 25 à 30 litres. (Tableau 8)

Tableau 8 : Résumé des conditions de prélèvements du lixiviat

Période de prélèvement	date de prélèvement	Quantité prélevée	Conditions climatiques précédant le jour d'échantillonnage
Hivernale	28 janvier 2009, matin	20 litres	Deux semaines ensoleillées
	08 février 2009, après midi	30 litres	Une semaine de pluie
Estivale	24 juin 2009, matin	25 litres	Deux semaines ensoleillées

III.2 - Conservation des lixiviats

Etant donné la variabilité des caractéristiques du lixiviat en fonction du temps, les échantillons ainsi prélevés sont stockés à une température de congélation de manière à limiter toute activité biologique. Les analyses des paramètres globaux sont réalisées dès réception des lixiviats.

NB : le lixiviat provient d'un milieu anaérobie mais n'est ni conservé ni traité dans ces conditions, il n'est donc pas exclu que de légères transformations de la matière organique se produisent durant la phase de transport ou de stockage. Or, bien que la matière organique du lixiviat soit constituée de composés considérés comme réfractaires à l'oxydation, le COD pouvait diminuer de 9% après 15 jours de stockage au contact de l'air. (**BERTHE, 2006**)

III.3 - Prélèvement des eaux souterraines

Les eaux souterraines sont prélevées directement dans des forages à la proximité de la décharge (Figure 10, Tableau 9). Ces eaux sont récupérées dans des bouteilles plastiques stériles et préalablement lavés avec la même eau. Un stockage à 4°C permet de maintenir la qualité de ces échantillons en attendant d'être analysés.

Tableau 9 : Caractéristiques physiques des forages 1 et 2

Points de prélèvement	Distance forage - décharge	Profondeur de forage
Forage 1	540 m	70 m à 100 m
Forage 2	781 m	70 m à 100 m

NB: les prélèvements des eaux souterraines ont été effectués d'une manière à éviter le problème d'interférence avec l'eau stagnante. Selon **MOHOBANE, 2008** pour éviter ce problème, le volume d'eau à retirer de forage est déterminé par l'équation suivante :

$$V = \pi r^2 h \quad (50)$$

Où

V : Le volume de l'eau (m)

r : Le rayon du forage (m)

h : La profondeur de forage (m)

Pour un débit connu Q (m/sec), le temps (t) nécessaire pour prélever l'eau est donné par l'équation suivante :

$$t = V / Q \quad (51)$$

Dans notre cas et vu le manque de certaines données on a estimé des quantités d'eau à retirer de forage quatre fois plus importantes pour assurer l'enlèvement des eaux stagnantes.

Chapitre II

Les méthodes analytiques et dispositif expérimental

I- Introduction

Ce chapitre présente les méthodes analytiques et le dispositif expérimental utilisés pour le traitement du lixiviat par procédé d'électrocoagulation. Les mêmes méthodes analytiques ont été utilisées pour la caractérisation physico-chimique et microbiologique des lixiviats et des eaux souterraines.

II - Les méthodes analytiques

II.1 - Les analyses physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques ont été réalisées suivant des méthodologies normées couramment utilisées pour l'analyse des eaux (Tableau 10).

Concernant, le dosage de la DCO, l'azote ammoniacal, les nitrites et nitrates les courbes d'étalonnage correspondantes sont données dans l'annexe 1.

Tableau 10 : Les méthodes analytiques normalisées mises en oeuvre au cours de l'étude

Analyse	Méthode et Appareillage	Normes
pH	Mesure sous agitation magnétique à l'aide d'un pH mètre "HANNA, modèle pH 211" à une température de référence 25 °c	NFT 92-008 (2001)
Conductivité	Mesurée à l'aide d'un conductimètre "HANNA, modèle EC 214" à une température de 20 °c	2510 CONDUCTIVITY, Standard Methods
Alcalinité	Dosage par titrimétrie à l'aide d'une solution d'acide sulfurique (0,02N), en présence de phénolphaléine pour les carbonates et de l'indicateur mixte (rouge de méthyl et le vert de bromocrésol) pour les bicarbonates.	2320 ALKALINITY, Standard Methods
MES	Méthode par centrifugation à 4500 tr/min pendant 20 minutes suivies d'un séchage à 105°C et pesé.	NFT 90 150-02 (1997)
Chlorure	Dosage par titrimétrie à l'aide d'une solution de nitrate d'argent (0,1 N) en présence de chromate de potassium dans un milieu neutre. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.	Méthode de MOHR: NFT 90 014
Azote kjeldhal	Minéralisation dans un milieu acide et distillation par une solution concentrée d'hydroxyde de sodium puis doser par titrimétrie.	Macro-Kjeldahl Method (4500-Norg B), Standard Methods
Azote ammoniacal	Dosage par colorimétrie suite à une catalyse en milieu alcalin par une solution de nitroprussiate de sodium. La longueur d'onde utilisée est de 655 nm.	ISO 7150/1 - 1984
Nitrite	Dosage par colorimétrie suite à une réaction de nitrites avec un réactif coloré contenant de N.E.D et de sulfanilamide avec développement d'une couleur rose à pH acide (< 2). La longueur d'onde utilisée est de 543 nm.	Colorimetric Method (4500 NO ₂ - B.), Standard Methods
Nitrate	Dosage par colorimétrie suite à une réaction de nitrates avec de salicylate de sodium avec développement de la couleur jaune. La longueur d'onde utilisée est de 415 nm.	Méthode au salicylate de sodium, RODIER, 2005
DCO	Dosage par colorimétrie après une oxydation par chauffage à reflux en milieu fortement acide avec de bichromate de potassium dans une éprouvette fermée. La longueur d'onde utilisée est de 600 nm.	Closed Reflux, Colorimetric Method (5220 D), Standard Methods
DBO₅	Les microorganismes en dégradant les matières organiques consomment l'O ₂ et libèrent le CO ₂ , cet CO ₂ est adsorbé par le KOH. Une telle dépression du CO ₂ est mesurée sur une échelle manométrique à l'aide d'un appareil de type "BSB – MeBgerät Modell 602"	Méthode respirométrique T 90 103
Métaux lourds	Préparation d'échantillon par filtration et centrifugation suivies d'une digestion acide par l'acide nitrique et l'acide sulfurique. Enfin un dosage des métaux solubles par spectrométrie d'adsorption atomique est effectué.	Nitric Acid-Sulfuric Acid Digestion (3030 G), Standard Methods

II.2 - Les analyses microbiologiques

Les analyses microbiologiques ont été établies par dénombrement sur un milieu liquide ou bien solide d'une manière sélective selon le germe recherché. Le tableau 11 représente les méthodes d'analyses microbiologiques utilisées dans le cadre de nos travaux d'après **REJSEK, 2002**.

Tableau 11 : Méthodes d'analyse microbiologique

Les germes recherchés	La technique de dénombrement	Le milieu sélectif	Aspect du résultat	Lecture des résultats	Normes
Streptocoques	Méthodes par ensemencement en milieu liquide et détermination du NPP	Rothe	Formation d'un trouble bactérien	Confirmation de la présence ou de l'absence de ces germes sur milieu LITSKY. Le cas positif est distingué par la formation d'une pastie violette au fond du tube.	NF EN ISO 9308 – 3, mars 1999
Coliformes totaux	Méthodes par ensemencement en milieu liquide et détermination du NPP	BCPL (bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol) + cloche de Durham	Changement de couleur et dégagement du gaz	Utilisation de la table NPP (le nombre le plus probable). Le nombre de coliformes pour 100 ml égale au NPP sur la dilution la plus forte retenue.	NF T 90 – 413
Clostridium sulfito réducteur	Méthode par incorporation en gélose en tubes profonds	VF (gélose viande – foie)	Colonies noires et fissuration de la gélose par production du gaz H ₂ S	Par simple comptage de colonies.	NF T 90 – 415

III - Description de dispositif expérimental

Le dispositif d'électrocoagulation utilisé au cours de cette étude est illustré par la figure 11.

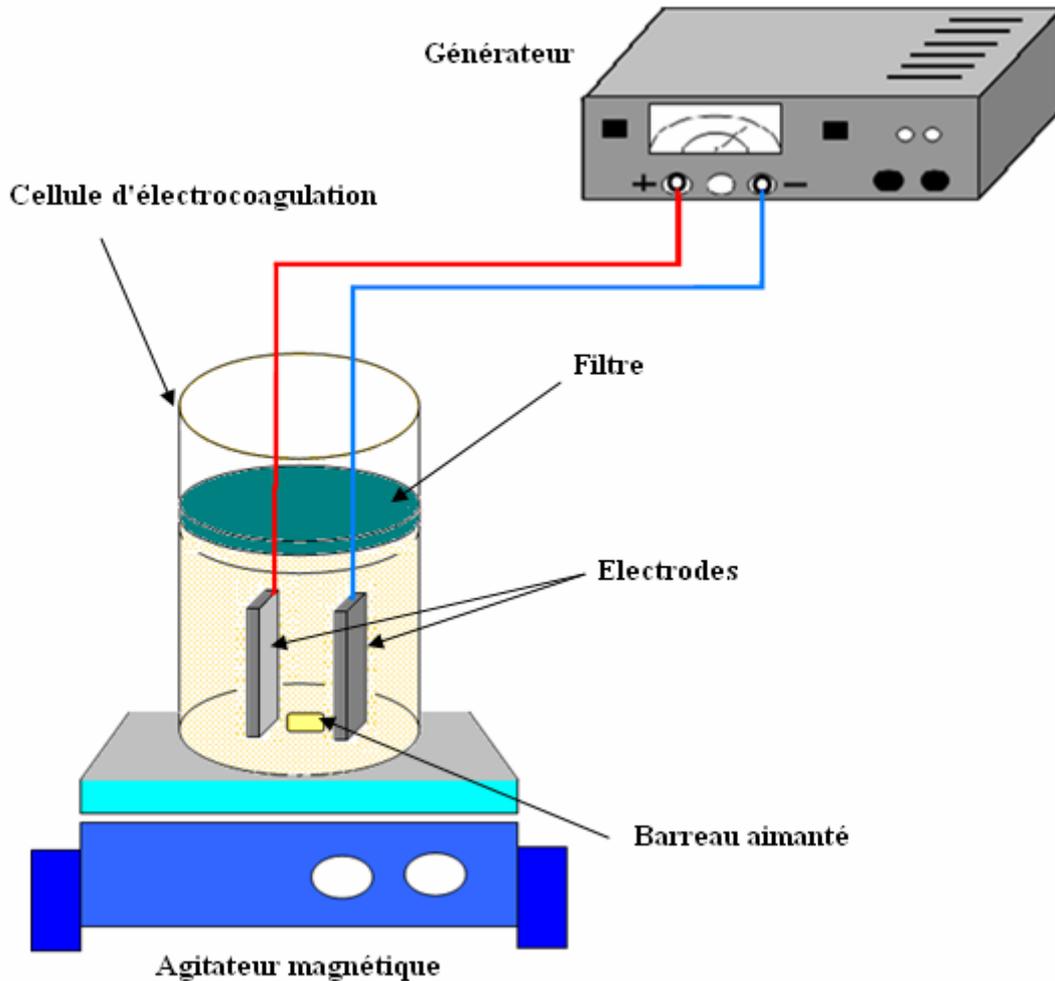


Figure 11 : Schéma de dispositif expérimental

III.1 - Conception de la cellule d'électrocoagulation

Une cellule d'électrocoagulation d'une géométrie cylindrique et d'une capacité volumétrique de 1 litre, a été réalisée en plexiglas translucide, ce qui permet d'effectuer le suivi visuel du processus d'électrocoagulation.

III.1.1 - Rôle de filtre

Une hypothèse a été supposée pour la conception de cette cellule d'électrocoagulation par la mise au point d'un filtre qui permette de piéger les floccs formés par mécanisme de flottation au cours de l'électrocoagulation. En supposant ainsi que ce filtre joue un rôle important pour l'amélioration de la performance d'électrocoagulation dans le traitement du lixiviat.

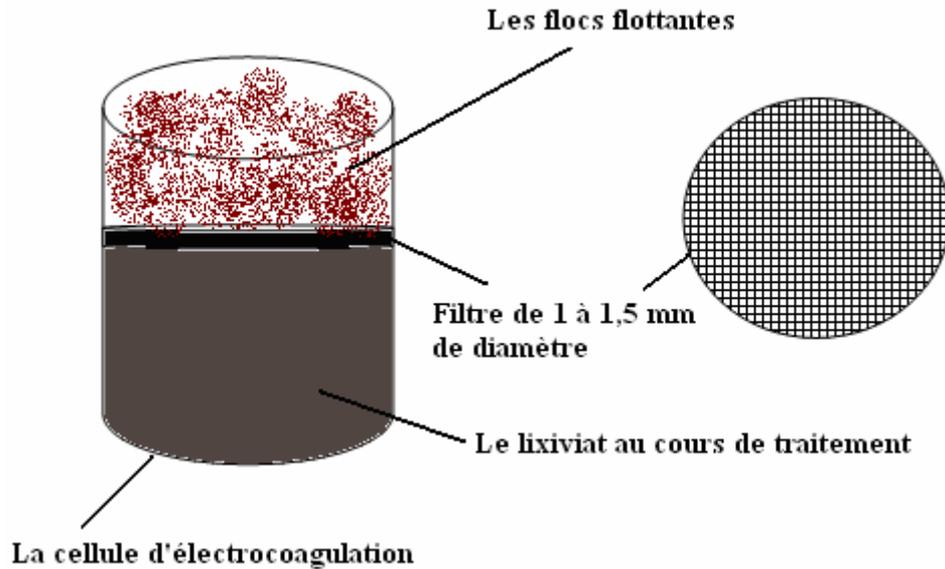


Figure 12 : Rôle de filtre dans la conception de la cellule d'électrocoagulation

III.1.2 - Les électrodes utilisées

Les électrodes utilisées sont de deux types : en Fer et en Aluminium d'une surface active de 29 cm²

IV - Protocoles expérimentaux

IV.1 - Préparation de l'échantillon

Avant de procéder au traitement, le lixiviat doit être filtré et décanter dans des cônes de décantation pendant deux heures pour éliminer les matières décantables.

IV.2 - L'indicateur de la pollution choisi pour cette étude

La DCO est le paramètre choisi pour suivre la dépollution du lixiviat au cours de traitement. Les pourcentages d'abattement R %, sont obtenus par le biais de la relation suivante:

$$R \% = \frac{(DCO_o - DCO_f)}{(DCO_o)} \times 100 \quad (52)$$

Avec :

DCO_o : demande chimique de lixiviat avant traitement

DCO_f : demande chimique de lixiviat après traitement

NB : Un pourcentage d'erreur de l'ordre de 5% a été pris en compte pour la détermination de la valeur de la DCO, le calcul des pourcentages d'abattement de la DCO et leurs représentation graphique en fonction du temps.

IV.3 - Optimisation des paramètres opératoires

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

- La vitesse d'agitation : (50, 100, 150, 300 et 450 tr/min).
- La distance inter électrode : (0,5, 1, 1,7, 2,8 et 4 cm).
- Intensité du courant : (0,5, 1, 1,5, 2 et 2,5 A).
- Le pH : l'ajustement du pH a été choisi pour quatre valeurs (5, 6, 8, et 9).
- Le nombre d'électrode et le mode de connexion : ce paramètre nous ramène a étudié deux cas : le réacteur monopolaire à quatre électrodes et le réacteur bipolaire à quatre électrodes

IV.4 - Déroulement des essais

Un volume de 600 ml du lixiviat est traité pendant 90 min. Au cours de ce traitement des prélèvements des échantillons sont effectués afin de calculer les rendements d'abattement de la DCO et de tracer ainsi la cinétique d'électrocoagulation en fonction des paramètres d'optimisation choisis et en fonction du temps de traitement.

De plus après avoir déterminé les conditions optimales de traitement les axes suivant ont été abordés :

- Comparaison entre l'utilisation d'une électrode d'aluminium et celle de fer
- Comparaison de traitement du lixiviat d'hiver a celui de l'été
- Etude de la désinfection du lixiviat par le procédé d'électrocoagulation au cours de traitement concernant les germes pathogènes surtout les Clostridium SR et les Coliformes totaux

Résultats et discussions

Chapitre I**Composition du lixiviat et leurs impact sur les eaux souterraines****I - Introduction**

Les lixiviats de décharges renferment de nombreux contaminants organiques et minéraux souvent très toxiques. Leur composition varie ainsi en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, la technique d'exploitation et les conditions climatiques. Afin de caractériser ces lixiviats, des analyses physico-chimiques et microbiologiques ont été effectuées.

II - Composition du lixiviat

Les lixiviats provenant de la décharge de Oued Smar, d'une couleur noirâtre et d'une odeur fécaloïde, se caractérisent par des paramètres globaux de pollution qui dépassent largement les normes de rejets admises (Annexe 2 et 3). Les résultats de la caractérisation physicochimique du lixiviat sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Caractérisation physico-chimique du lixiviat

Paramètres	Unités	Lixiviat d'hiver	Lixiviat d'été
pH		7,3 - 7,6	7,1 - 8,4
Conductivité	mS/cm	12,85	14,63
Alcalinité	mg CaCO ₃ /l	2867	3033
MES	mg/l	490	520
Chlorure	mg/l	2584	4076
Azote Kjeldhal	mg N/l	1852	1577
Azote ammoniacal	mg NH ₄ ⁺ /l	3626	3145
Nitrite	mg/l	0,75	0,24
Nitrate	mg/l	0,0	0,0
DCO	mg O ₂ /l	28200	34200
DBO₅	mg O ₂ /l	3850	3685
DBO₅/DCO		0,13	0,1
Cadmium	mg/l	< 0,002	< 0,002
Plomb	mg/l	0,22	0,32
Zinc	mg/l	1,05	1,39
Fer	mg/l	4,88	3,29
Cuivre	mg/l	< 0,003	< 0,003
Chrome	mg/l	0,31	0,13

A la lumière de ce tableau, on constate que ces lixiviats présentent des caractéristiques atypiques avec notamment une charge organique élevée et des rapports DBO5/DCO très faibles.

L'analyse des cations et des anions majeurs montrent également que ces lixiviats sont fortement pollués par les chlorures et l'azote ammoniacal et faiblement pollués par les nitrites.

Ces lixiviats sont aussi pollués par les métaux lourds avec des concentrations qui ne dépassent pas en générale les valeurs limites de 1 mg / l à l'exception du fer qui peut atteindre les concentrations de 3 à 4 mg / l.

En remarque également qu'il n'existe pas une grande différence de composition entre le lixiviat d'hiver et le lixiviat d'été.

II. 1 - Discussion des paramètres importants

II.1.1 - Relation pluies et composition du lixiviat

Afin d'estimer le rôle des précipitations dans la détermination de la qualité des lixiviats, nous avons comparé des données météorologiques de pluviométrie (Tableau 7) avec les résultats d'analyses physico-chimiques du lixiviat. Il apparaît que l'effet de la précipitation sur la qualité du lixiviat est insignifiant, ceci s'explique d'une part par la faible teneur en eau des déchets à cause de la compacité élevée de ces derniers et d'autre part par les précipitations irrégulières au cours d'année.

II.1.2 - Le pH

Les valeurs de pH relevées dans le lixiviat varient de 7,3 - 7,6 en hiver et oscillent entre 7,1 - 8,4 en été. Ces valeurs du pH proche de celle d'un lixiviat stabilisé pourrait s'expliquer par la diminution de la concentration en AGV au cours du temps. De même, une réaction de dénitrification, pendant laquelle la consommation de protons nécessaire pour réduire les nitrates ou nitrites en azote moléculaire et/ou en oxyde d'azote gazeux, provoque une augmentation du pH (BERTHE, 2006).

II.1.3 - La conductivité

La valeur de la conductivité électrique enregistrée dans le lixiviat d'hiver est de l'ordre de 12,85 mS/cm comparativement à celle d'été qui est plus élevée de l'ordre de 14,63 mS/cm. A la lecture de ces résultats on peut déduire que le lixiviat est pollué par une charge minérale importante. La solubilisation des espèces chimiques sous l'effet du pH, ainsi que leurs lessivages et leurs accumulations dans le lixiviat, sont les phénomènes les plus importants qui conduisent à des conductivités électriques élevées (GACHET, 2005; BERTHE, 2006).

II.1.4 - La charge organique

II.1.4.1 - La DCO

Les concentrations de la DCO relevées dans le lixiviat de la décharge de Oued Smar (de l'ordre de 28200 mg O₂/l en hiver et jusqu'à 34200 mg O₂/l en été), sont comparables à

celles trouvées par **MANIA et al., 2002**; **WANG, 2004** pour des lixiviats âgés avec des valeurs de l'ordre de 685 à 15000 mg O₂/l et de 460 à 26 000 mg O₂/l, respectivement.

Cette valeur élevée de la DCO est due principalement aux caractéristiques spécifiques du site d'étude :

- Mal infiltration des eaux de pluies à cause de compactage élevé des déchets et de la mauvaise perméabilité de l'eau par le sol qui est dans une grande partie de type argileux
- Le système de drainage de lixiviat qui se trouve au fond de la décharge à plus de 20 m de la hauteur des déchets.

Ces conditions provoquent un dysfonctionnement du système de drainage constaté par la formation des étangs du lixiviat à la surface de la décharge par un phénomène ascendant de l'eau, ce qui prolonge le temps de séjour du lixiviat dans la décharge. Donc une telle qualité du lixiviat récupéré au niveau de la buse de la décharge à faible débit est très chargée en polluants organiques.

II.1.4.2 – La DBO

La teneur en matière organique biodégradable (DBO) enregistrée dans le lixiviat d'hiver est de 3850 mg O₂/l. Cette teneur diminue en été à 3685 mg O₂/l. L'évolution saisonnière de ce paramètre montre une décroissance des teneurs en fonction de l'âge de la décharge (**KHATTABI, 2002**).

II.1.4.3 – Le rapport DBO₅/DCO

Le rapport DBO₅/DCO est très souvent utilisé. C'est un indicateur de la proportion de matière organique biodégradable par rapport à la matière organique totale et donc un indicateur de la maturité des lixiviats et des CSD (Centre de stockage de déchets). Ce rapport décroît avec l'âge des déchets impliquant que la biodégradabilité du matériel organique dissous tend à diminuer avec l'âge des déchets. Les études menées par **MILLOT, 1986**, ont en effet permis de classer les lixiviats en fonction de leur caractère plus ou moins biodégradable en utilisant le rapport DBO₅/DCO. D'autres études complémentaires ont également permis de corréliser les valeurs de ce rapport avec l'âge et l'état de stabilité des CSD. Ce rapport a été calculé dans cette étude de manière à évaluer la biodégradabilité du lixiviat de la décharge de Oued Smar. Les résultats obtenus ont tendance à diminuer progressivement passant de 0.13 dans la période hivernale à 0.1 dans la période estivale. De telles valeurs, comprises entre 0.1 et 0.3, permettent de classer ce lixiviat parmi les lixiviats à très faible biodégradabilité d'après **MILLOT, 1986** et parmi les lixiviats modérément stabilisés selon **SWANA, 1997** (valeur comprises entre 0.1 et 0.5).

II.1.5 - La charge minérale

II.1.5.1 - Les chlorures

La concentration en chlorures du lixiviat semble augmenter au cours du temps passant de 2584 mg/l en hiver à 4076 mg/l en été. Cependant ces ions sont souvent considérés comme des espèces conservatives et inertes, leurs teneurs ne dépendent généralement pas des

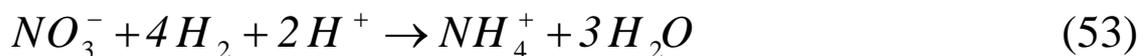
différentes phases de dégradation des déchets. Le relargage de ces espèces est donc uniquement fonction du lessivage des déchets (**CHRISTENSEN et al., 2001**).

II.1.5.2 - Nitrites et nitrates

Les résultats obtenus montre une absence quasi totale de nitrites et une concentration nulle en nitrates. Ceci est attribué aux conditions anoxies qui règnent à l'intérieur de la décharge et qui permettent une dégradation complète des nitrates en azote gazeux (**YANN, 1999**).

II.1.5.3 - L'azote ammoniacal

Les ions d'ammonium ont des concentrations qui diminuent au cours du temps passant d'environ 3626 mg / l pour le lixiviat d'hiver à 3145 mg / l pour le lixiviat d'été. Cet ion demande une attention toute particulière car c'est le principal agent réducteur dans les lixiviats de décharges et il constitue à long terme un polluant important (**CHRISTENSEN et al., 2001**). En effet, pour expliquer ces fortes teneurs en azote ammoniacal, on suppose qu'une réaction de nitrification a effectivement eu lieu durant la phase de stabilisation biologique et que les nitrates formés sont ensuite réduits en azote ammoniacal par le biais d'une nitrammonification ou DNRA « Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium ». Dans un environnement anaérobie dans lequel les accepteurs d'électrons sont en quantités limitées le métabolisme des micro-organismes est réduit. La réaction de nitrammonification permettant d'utiliser huit électrons par mole de nitrate convertie en ammonium, contre cinq pour la dénitrification, devient alors une des réactions les plus favorables du fait qu'elle consomme un grand nombre d'électrons.



De plus, L'azote ammoniacal peut également provenir de la mort puis de la lyse cellulaire des microorganismes.

Cependant, une diminution des concentrations d'azote ammoniacal a été observée par certains auteurs qui ont émis l'hypothèse que les acides de type humique formés au cours du compostage pourraient jouer un rôle clé en minimisant les émissions d'azote ammoniacal d'un CSD contenant des déchets prétraités (**BERTHE, 2006**).

Par ailleurs, la mesure des concentrations d'azote total, indique une diminution saisonnière, caractérisée par des valeurs hivernales élevées et des valeurs estivales faibles.

II.1.6 - La charge métallique

Les teneurs en métaux mesurées dans les lixiviats (Tableau 12) sont cependant, faibles et dans la majorité présentent des concentrations très répandues dans la littérature (**KHATTABI, 2002; BAUN et CHRISTENSEN, 2004; GACHET, 2005; AINA, 2006**). Le métal qui présente les concentrations les plus élevées est le fer, suivi par les autres métaux en ordre décroissant : Zn > Pb > Cr > Cd > Cu. Le Cd et le Cu se trouvent en quantité très faibles en dessous de la limite de détection.

D'une manière générale, ces métaux lourds se trouvent piégés au sein du massif de déchets, ce qui explique leurs faibles concentrations dans le lixiviat. **BACCINI et al., 1987**, estiment que plus de 99,9% des métaux lourds sont encore piégés dans la décharge au bout de 30 ans. De même **FRANÇOIS, 2004**, a estimé que 95% des métaux restaient piégés au sein du massif de déchets au bout de 4 années.

De plus, le pH peut avoir une influence majeure sur la mobilité des métaux lourds dans l'environnement. Une phase d'acidogénèse caractérisée par des faibles pH, est plus riche en métaux.

D'autres études ont montré que plus le déchet est âgé, plus les métaux se retrouvent sous des formes stables au sein du déchet. **FRANÇOIS, 2004** a montré par l'intermédiaire de protocoles de fractionnement appliqués à des déchets d'âges différents que les métaux sont plus facilement remobilisables dans un déchet jeune que dans un déchet vieux.

En effet, Les concentrations en métaux sont fortement liées à la composition des déchets. Le fer provient essentiellement des matériaux métalliques de la décharge. Par contre, les autres métaux lourds sont d'avantages présents dans les différentes catégories de déchets. Le Zinc peut provenir de déchets spéciaux comme les piles, les pigments de peinture. Le cuivre, quant à lui, provient des encres d'imprimeries ou encore des peintures (**BERTHE, 2006**).

II.1.7 - La charge bactériologique

L'analyse bactériologique du lixiviat a porté essentiellement sur quelques germes pathogènes. Les résultats obtenus (Tableau 13) sont largement supérieurs aux normes de rejets admises (Annexe 3).

Tableau 13 : Résultats d'analyse bactériologique du lixiviat.

Les germes recherchés	Lixiviat d'hiver	Lixiviat d'été
Clostridium SR	30 colonies / 20 ml	23 colonies / 20 ml
Coliformes totaux	25. 10 ⁴ germes / 100 ml	23. 10 ⁴ germes / 100 ml
Streptocoques	présence	présence

Une telle analyse a montré que le peuplement bactérien du lixiviat est essentiellement représenté par des germes résistants tels que les Clostridium sous sa forme sporulé, les bactéries indicatrices de pollution comme les Coliformes totaux et les bactéries sous forme de cocci comme les Streptocoques. Cette sélection naturelle des bactéries est, en fait, due aux effets toxiques du lixiviat. Ce qui suggère une relative faible contribution de l'activité bactérienne à la charge en matière organique, ce qui est confirmé par une très faible biodégradabilité du lixiviat et des faibles rapport DBO₅/DCO.

KHATTABI et al., 2007, ont montré que l'effectif bactérien dans le lixiviat oscille entre 0,04.10⁶ bactéries / ml et 0,34.10⁶ bactéries / ml dont 77 % de peuplement bactérien est essentiellement représenté par des cocci.

III - Impact du lixiviat sur la qualité des eaux souterraines

Il est important de connaître l'impact environnemental des lixiviats afin d'améliorer leur traitement et de déterminer les filières de valorisation les plus adaptées et les plus respectueuses de l'environnement. Lors de cette étude, on s'est intéressé aux impacts des lixiviats sur la qualité des eaux souterraines.

Un ensemble d'analyses physico-chimiques et microbiologiques nous a permis d'évaluer cette qualité. La majorité des résultats obtenus (Tableau 14 et 15) ne répondent pas aux limites de qualité des eaux souterraines utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (Annexe 4).

L'évaluation de la qualité de ces eaux montre que ces derniers recèlent des quantités non négligeables de polluants (organiques, chimiques et germes pathogènes), indiquant ainsi une dégradation de la qualité sur ces trois aspects (organoleptique, physico-chimique et bactériologique)

Tableau 14 : Résultats d'analyses physico-chimiques des eaux souterraines

Paramètres	Unités	Eau de forage 1	Eau de forage 2
pH		6,6	6,8
Conductivité	mS/cm	5,4	3,69
Alcalinité	mg CaCO ₃ /l	467	367
Chlorure	mg/l	2087	1840
Azote ammoniacal	mg NH ₄ ⁺ /l	0,15	0,11
Nitrite	mg/l	0,033	0,037
Nitrate	mg/l	3,07	3,65
DCO	mg O ₂ /l	879	655
Cadmium	mg/l	0	0
Plomb	mg/l	4,86	3,27
Zinc	mg/l	0,31	0,17
Fer	mg/l	0,56	0,28

Tableau 15 : Composition bactériologique des eaux souterraines

Les germes recherchés	Eau de forage 1	Eau de forage 2
Clostridium SR	Abs	Abs
Coliformes totaux	250 germes / 100 ml	200 germes / 100 ml
Streptocoques	Abs	Abs

La lecture de ces résultats nous révèlent une qualité des eaux souterraines médiocre et cela suite à des charges organique et minérale représentées par les fortes concentration de la DCO et celles des chlorures et autres. La charge bactériologique (en germes pathogènes surtout les coliformes) préconise une certaine prudence lors de l'utilisation de cette eau.

Une telle pollution de ces eaux par les sels minéraux, les matières organiques dissoutes (provenant de la décomposition des déchets) et les métabolites de certains microorganismes contribuent significativement à la détermination de la saveur. Les eaux souterraines analysées présentent des goûts désagréables et sont très salés. Ce problème de pollution a été également observé par plusieurs auteurs (Voir Tableau 5).

Chapitre II**Traitement du lixiviat par procédé d'électrocoagulation****I - Introduction**

Ce chapitre porte sur l'optimisation de la performance épuratrice de l'unité d'électrocoagulation. La performance du réacteur conçu, les paramètres influençant l'efficacité d'enlèvement de la DCO, les essais de traitement de lixiviat et le pouvoir désinfectant du procédé d'électrocoagulation sont les principales lignes à discuter dans ce chapitre. De plus, certains effets complémentaires induits par processus d'électrocoagulation sont exposés telles que l'évolution de pH, le dégagement de la chaleur et la production des boues.

II - Conception du réacteur

Avant de procéder au traitement du lixiviat par la technique d'électrocoagulation, un tel réacteur (figure 11) est testé afin d'évaluer sa performance. Les résultats de ce test sont présentés sur la figure 13.

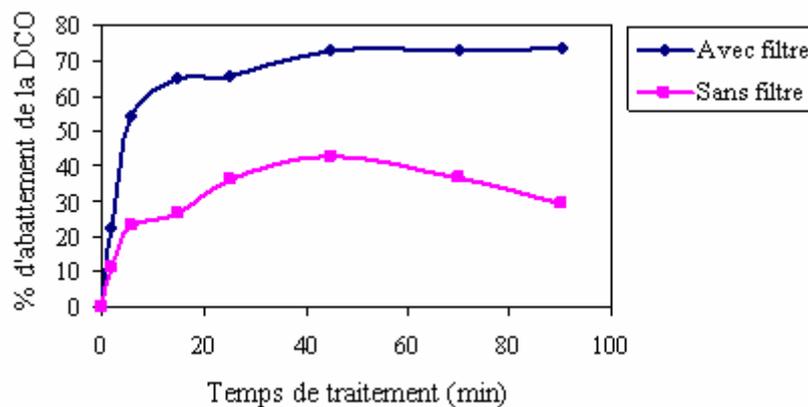


Figure 13 : Rôle du filtre dans la conception du réacteur
(Nombre d'électrode = 2, Distance inter-électrode = 4 cm, $I = 1,5$ A)

L'analyse de ces résultats montre clairement que la séparation des floccs formés par flottation avec la mise au point d'un filtre joue un rôle important dans l'amélioration de la performance de réacteur avec plus de 30 % d'abattement de la DCO par rapport au réacteur conçu sans filtre. Ceci s'explique par le fait que les floccs formés par flottation sous forme de mousse chargée en bulles d'air et de faibles poids peuvent être réintroduits dans le réacteur sans filtre sous l'effet de l'agitation, augmentant ainsi la résistance à l'intérieur de la cellule d'électrocoagulation et diminuant la circulation des ions. De même, le cisaillement de ces floccs par les fortes agitations affecte négativement l'abattement de la DCO.

III - Optimisation des paramètres d'électrocoagulation

III.1 - Effet de la vitesse d'agitation

L'effet de la vitesse d'agitation sur la cinétique de l'élimination de la DCO est présenté sur la figure 14.

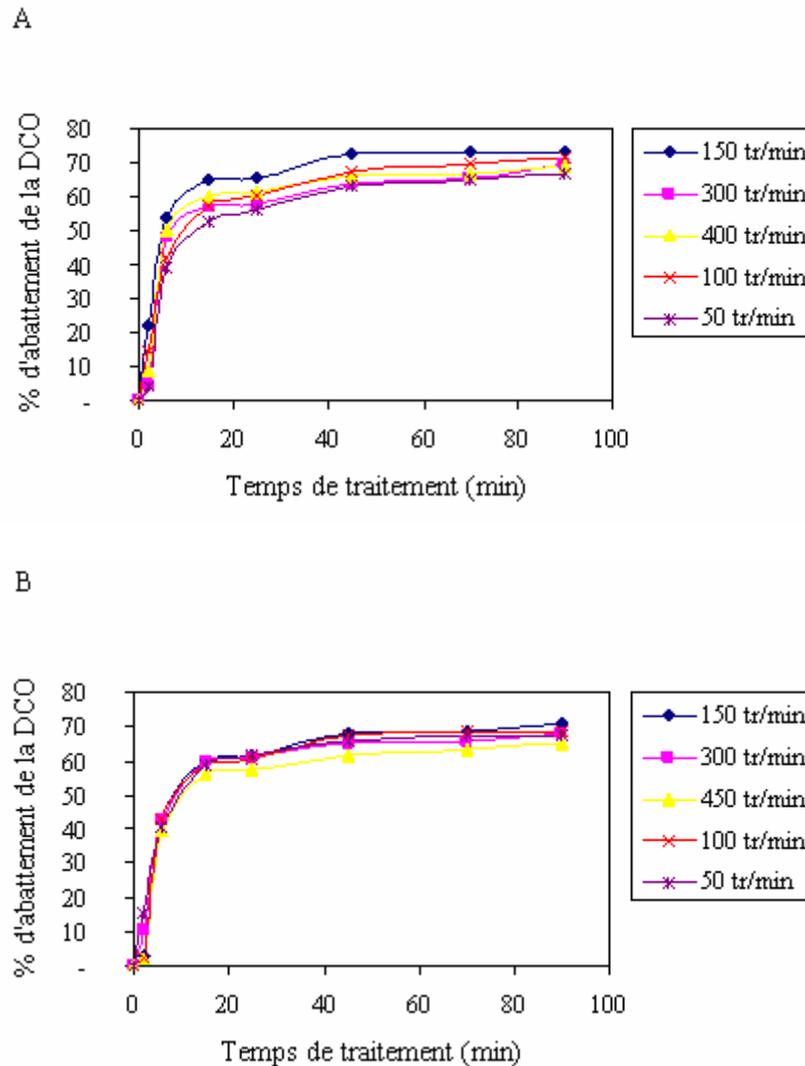


Figure 14 : Effet de la vitesse d'agitation, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer

(Nombre d'électrode = 2, Distance inter-électrode = 4 cm, $I = 1,5 A$)

La vitesse d'agitation a été étudiée pour déterminer l'influence de ce paramètre sur l'efficacité d'élimination de la DCO, et aussi dans le but de déterminer une vitesse d'agitation qui nous permet d'optimiser la cinétique d'électrocoagulation. Ceci implique une nécessité de travailler à des vitesses d'homogénéisation assez suffisantes pour favoriser la formation des bulles et des flocculants par contact " Coagulant – Polluant", mais aussi suffisamment faible pour que les flocs formés ne soient pas désagréger par les forces de cisaillement hydrodynamique (ALBERT, 2006; BENNAJAH, 2007).

La figure 5 montre que la vitesse d'agitation n'a pas un grand effet sur l'abattement de la DCO. Une vitesse modérée de 150 tr / min est préférentiellement choisie pour ses rendements d'abattement de DCO de 73 % par les électrodes d'aluminium et de 71 % avec celles de fer. (Figure 15). Par contre **ILHAN et al., 2008**, ont montré que l'agitation diminue l'efficacité d'élimination de la DCO et augmente celle de NH_4^+ . Cet effet a été étudié par d'autres auteurs montrant qu'il augmente de manière significatif l'élimination de la DCO. (**ALINSAFI et al., 2005**)

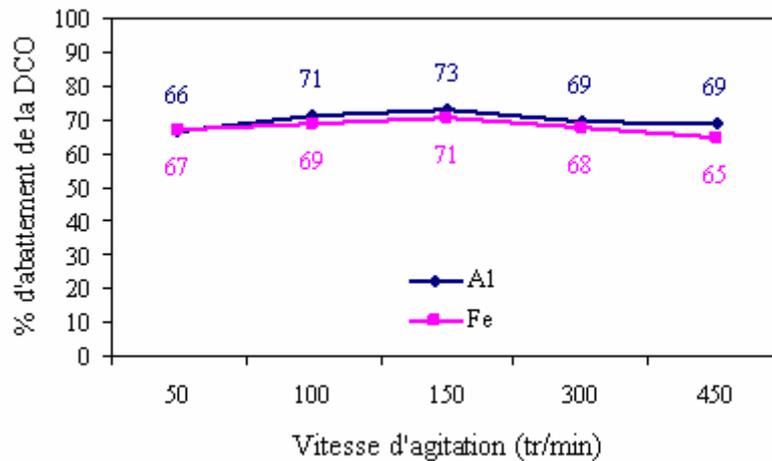


Figure 15 : Représentation comparative de l'effet de la vitesse d'agitation sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer

III.2 - Effet de la distance inter-électrode

La figure 16 illustre l'effet de la distance inter-électrode sur l'abattement de la DCO en fonction du temps.

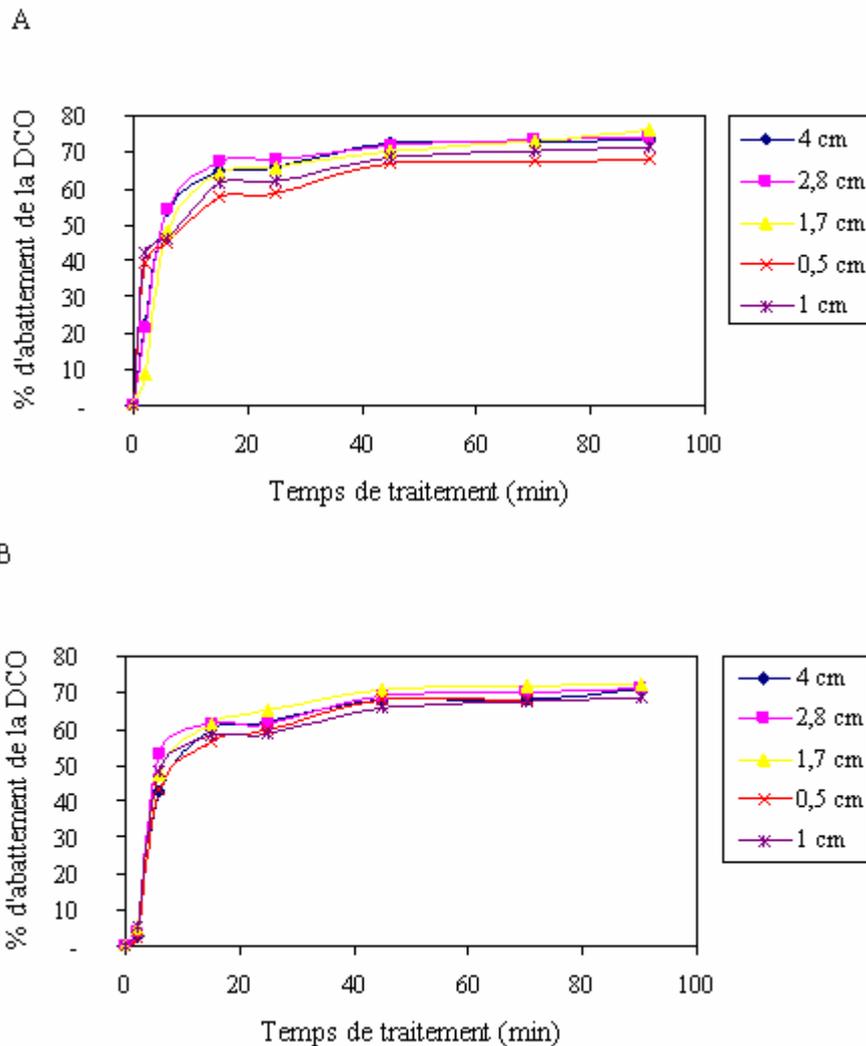


Figure 16 : Effet de la distance inter-électrode, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer

(Nombre d'électrode = 2, $I = 1,5$ A, vitesse d'agitation = 150 tr / min)

A la lecture de cette figure, on constate une similitude des résultats, ce qui nous a permis de conclure que ce paramètre n'avait pas une grande influence sur l'enlèvement de la DCO. **ALBERT, 2006** a obtenu des résultats similaires à ceux obtenus au cours de cette étude.

Nous observons également pour les deux types d'électrodes, que la distance a considéré comme une valeur optimale est de l'ordre de 1,7 cm. Les rendements d'abattement de la DCO correspondant à cette distance sont respectivement 76 % et 72 % en utilisant des électrodes d'aluminium et/ou de fer. (Figure 17)

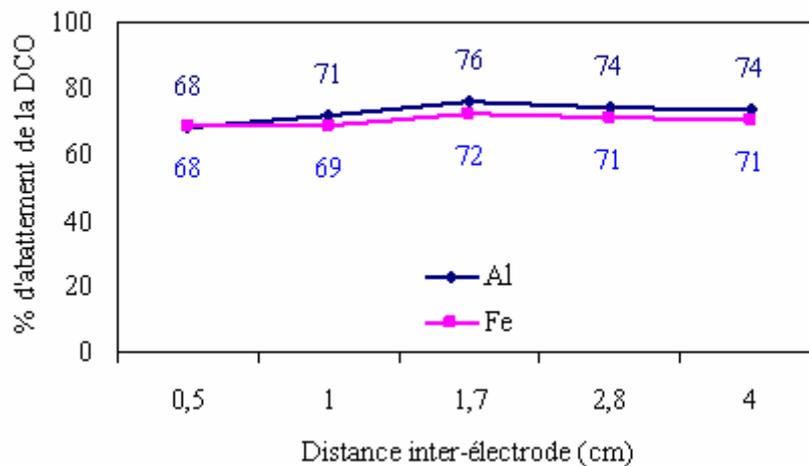


Figure 17 : Représentation comparative de l'effet de distance inter-électrode sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer

Cependant, l'espacement entre les électrodes semble avoir une influence sur le voltage nécessaire au passage du courant à travers les électrodes. Des études ont montré que plus l'espacement entre les électrodes croît, plus la consommation énergétique est importante et devient moins énergivore avec la réduction de ce paramètre. Ces deux cas extrêmes peuvent nuire à l'efficacité d'enlèvement de la DCO (**PROUX, 2008**).

MODIRSHAHLA et al., 2007, ont montré que lorsque la distance inter-électrode augmente (de 0,5 à 3 cm), l'efficacité d'enlèvement des polluants diminue, ceci est dû à des faibles interactions des ions avec les polymères d'hydroxyde. Avec une distance de 1,5 cm, ils sont arrivés à un taux d'abattement de la couleur et de la DCO de 100 % et 90 %, respectivement.

Pour **GHOSH, 2008**, lorsque la distance inter-électrode est plus élevée, les taux d'agrégation des particules en suspension aussi bien que l'adsorption des contaminants sont plus faibles, ceci est la raison pour laquelle l'efficacité d'enlèvement des polluants devient faible.

Généralement, une distance comprises entre 1 cm à 2 cm est très recommandée par plusieurs auteurs (**MAMERI et al., 1998**; **XINHUA et XIANGFENG, 2004**)

MAMERI et al., 1998, ont déterminé que plus l'espacement entre les électrodes est faible, meilleur est l'enlèvement du polluant. Toutefois, une faible distance inter-électrode peut accroître fortement la densité de courant et induire un court-circuit

Lors de cette étude, un maximum d'abattement de la DCO est obtenu avec un espacement inter-électrode de 1,7 cm. Un résultat très répandu dans la littérature.

III.3 - Effet de l'intensité du courant

Dans la figure 18 sont présentés les résultats d'abattement de la DCO en fonction du temps et sous l'effet de l'intensité du courant.

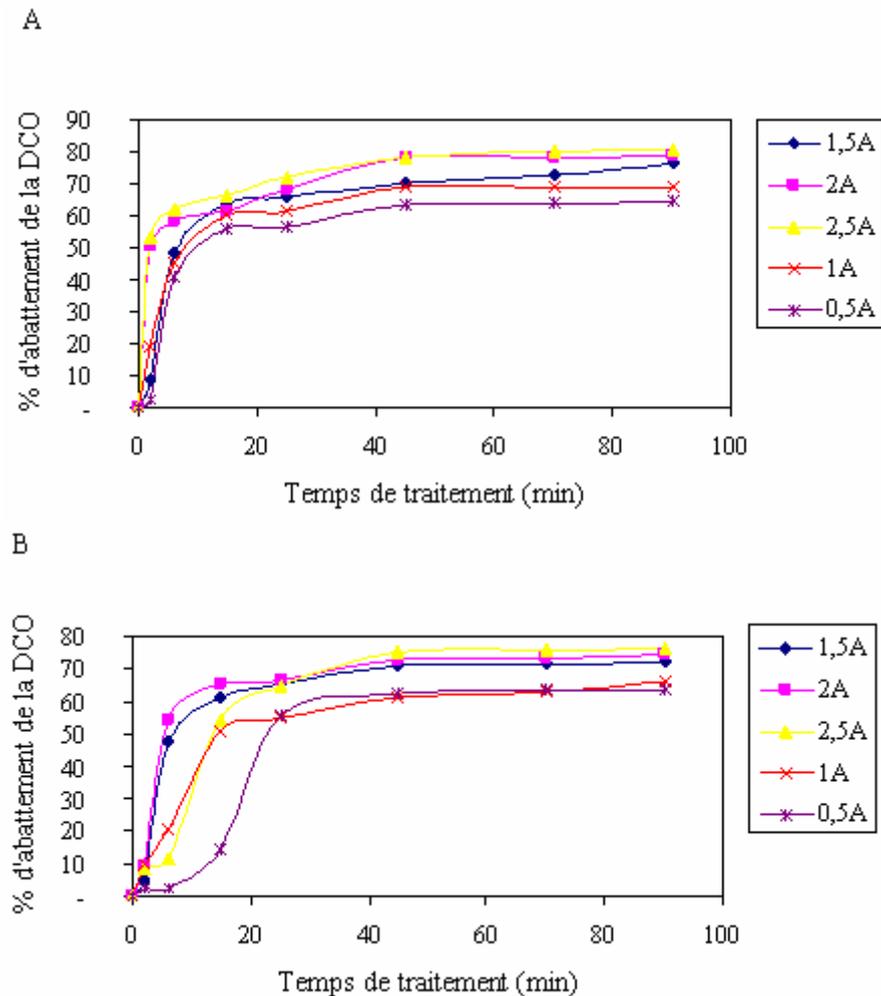


Figure 18 : Effet de l'intensité du courant, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer

(Nombre d'électrode = 2, Distance inter-électrode = 1,7 cm, vitesse d'agitation = 150 tr / min)

A la lumière de ces résultats, on constate une légère amélioration des taux d'abattement de la DCO tout en augmentant la densité du courant de 172 à 862 A/m². Cette amélioration des rendements est de l'ordre de 5 % (passant de 76 % à 81 % d'abattement de DCO) pour les électrodes d'aluminium et de l'ordre de 4 % (passant de 72 % à 76 % d'abattement de DCO) pour celles en fer (Figure 19). Ces résultats sont comparables à ceux d'ILHAN *et al.*, 2008, qui ont trouvé que lorsque on augmente la densité du courant de 348 à 631 A/m², l'efficacité de l'élimination de la DCO augmente de 18 % à 27 % dans les premières minutes et de 46 % à 59 % après 30 min de contact. L'effluent traité par ces auteurs est un lixiviat en cours de stabilisation.

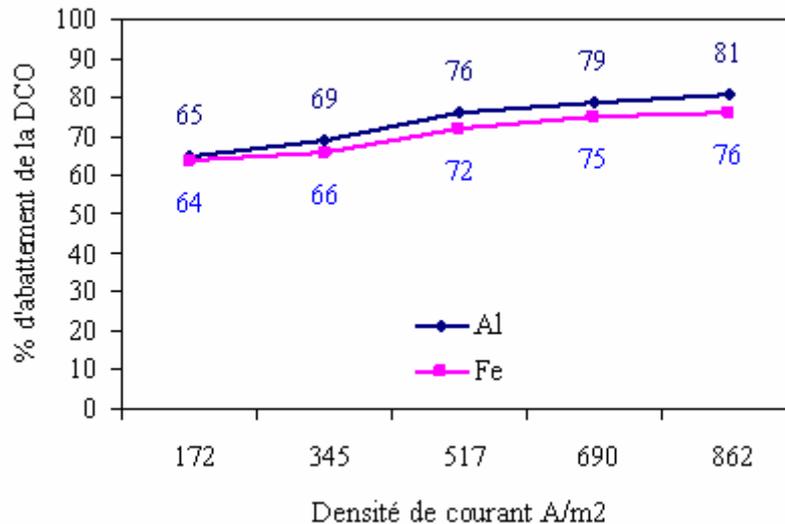


Figure 19 : Représentation comparative de l'effet densité du courant sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer.

Pour expliquer cet effet, **BENNAJAH, 2007** a rapporté que lorsque la densité de courant augmente, le temps de traitement diminue en raison de la forte dissolution des électrodes. Il en résulte donc davantage de déstabilisation des particules du polluant ; par ailleurs le taux de production des bulles d'hydrogène augmente et leur taille diminue lorsque la densité de courant augmente. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace du polluant par flottation.

Le fait de travailler à des densités de courant élevées, peut engendrer d'autres réactions secondaires au voisinage de l'anode telles que l'oxydation directe des constituants du polluant, ou la formation d'oxygène au voisinage de l'anode, cette dernière joue un rôle négatif dans l'efficacité de l'électrocoagulation. L'oxydation la plus fréquente est à l'origine de mécanismes de corrosion des électrodes par les ions de chlorures qui peut conduire à une production plus importante d'hydroxyde d'aluminium et de bulles d'hydrogène. (Le lixiviat est riche en ions de chlorures).

En effet, l'approvisionnement en courant au système d'électrocoagulation détermine la quantité d'ions d' Al^{3+} ou de Fe^{2+} libérés à partir des électrodes respectives et la quantité de coagulant en résultant. Ainsi, plus on obtient d'ions d' Al^{3+} et de Fe^{2+} dissous dans la solution, le taux de formation de $\text{M}(\text{OH})_n$ augmente, ce qui améliore l'efficacité d'enlèvement de polluants (**MOLLAHL et al., 2004; TEZCAN et al., 2008**). Par conséquent une faible libération de ces ions sous l'effet d'une faible intensité de courant aboutit à un faible taux d'abattement des polluants (**EMAMJOMEH et SIVAKUMAR, 2009**).

Cependant, l'augmentation de la densité de courant entraîne souvent une augmentation de la consommation d'énergie électrique, donc du point de vue économique, il faut tenir compte du coût d'énergie électrique consommé dans le procédé d'électrocoagulation afin d'évaluer la densité de courant optimale qui correspond au maximum d'enlèvement de polluant avec des consommations d'énergie raisonnables (**TEZCAN et al., 2008; YETILMEZSOY et al., 2009**).

III.4 - Effet de pH

La figure 20 montre bien l'effet du pH sur la cinétique d'élimination de la DCO en fonction du temps

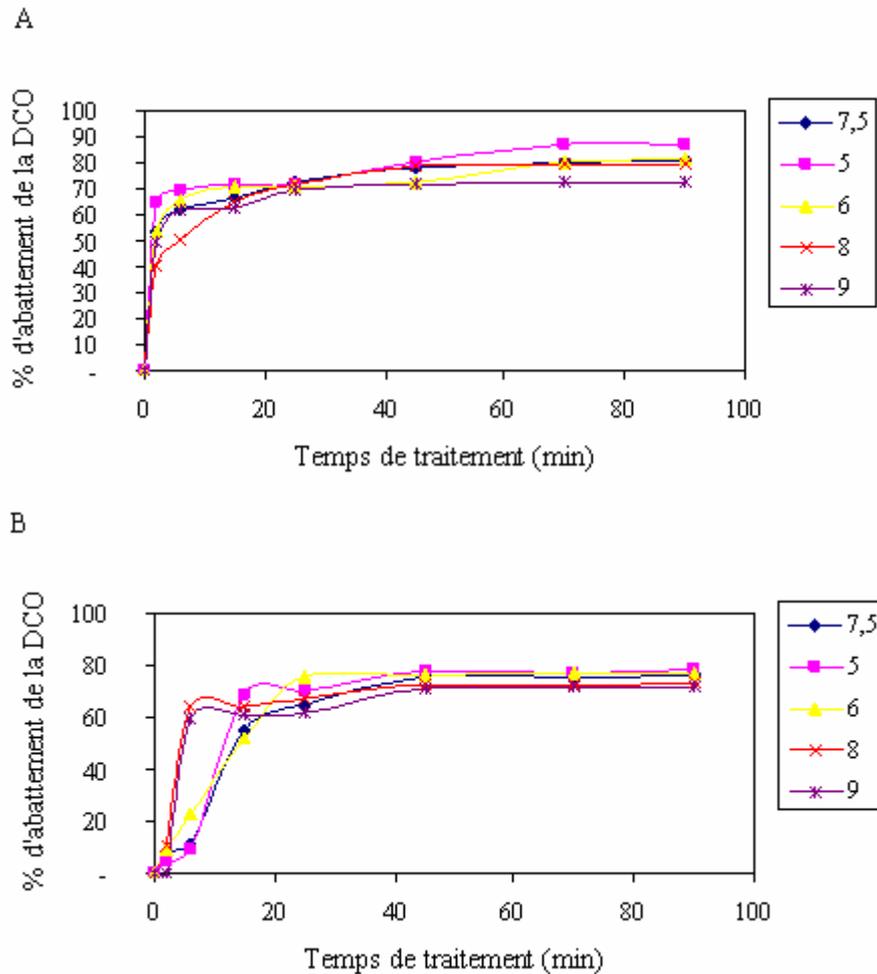


Figure 20 : Effet du pH, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer (Nombre d'électrode = 2, Distance inter-électrode = 1,7 cm, vitesse d'agitation = 150 tr / min, I = 2,5 A)

D'après ces résultats, on constate que les meilleurs rendements d'abattement de la DCO se situent à des pH acides. Ces rendements, en fait, ne sont pas meilleurs par rapport aux rendements obtenus à des pH initiaux du lixiviat, ce qui offre l'avantage du traitement de ces effluents sans aucun prétraitement préalable. Les rendements d'abattement de la DCO à pH optimal égale à 5 sont de l'ordre de 87 % et 79 % dans le cas des électrodes d'aluminium et de fer, respectivement (figure 21)

En complément des précédentes observations, le pH optimal d'enlèvement de la DCO (situé dans la fourchette de 5 à 9) obtenu dans cette étude est en accord avec ceux trouvés par **CEBALLERO, 2001**, qui est arrivé à 72 % d'abattement de la DCO d'un lixiviat stabilisé en utilisant des électrodes de fer à un pH optimal de 5,5. **LABANOWSKI, 2004** quant à lui, a obtenu un pH de l'ordre de 6,5 qui favorise le maximum d'enlèvement de DCO (47 %), en

utilisant des électrodes en aluminium. Par contre d'autres auteurs (précédemment cités dans le tableau 6) sont arrivés à des rendements optimaux d'abattement de la DCO à des pH libres.

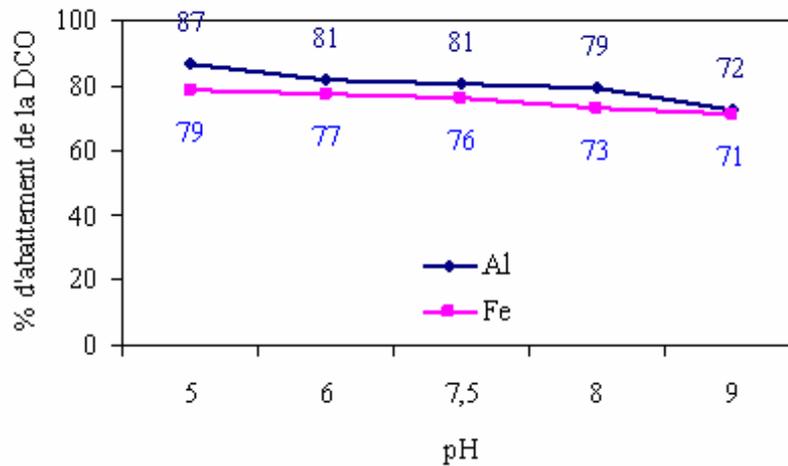


Figure 21 : Représentation comparative de l'effet pH sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer

L'effet de pH sur la cinétique d'électrocoagulation peut être attribué aux différentes espèces hydroxydes d'aluminium et de fer qui se forment en fonction de pH. Ces hydroxydes constituent un élément actif d'électrocoagulation.

A des pH compris entre 4 et 9, la majorité de ces hydroxydes est formée (Figure 6 et 7). Cet intervalle de pH englobe l'optimum de pH initial trouvé lors de cette étude.

Pour mieux expliquer cet effet de pH, certains auteurs ont étudié les complexes d'aluminium avec la matière organique.

D'après **BENNAJAH, 2007**, La matière organique réagit plus facilement avec l'aluminium en milieu acide qu'en milieu basique ou neutre. Pour cela une équation présentant la formation des complexes Al - Org a été proposée :



Cependant, pour prédire la formation des complexes d'aluminium dans les eaux riches en matières organiques (le lixiviat par exemple), un modèle empirique basé sur le pH et la concentration en acide humique a été développé :

$$[Al - \text{Org}] = 1,32 \cdot 10^{-4} [SH] [Al^{3+}]^{0,718} [H^{+}]^{-1,054} \quad (55)$$

Où :

[Al - Org] : Concentration en Aluminium lié à la matière organique.

[SH] : Concentration en substances humiques (estimée au double du carbone organique dissous).

La figure 22 représente la spéciation de l'ion Al^{3+} et des complexes Al-Org

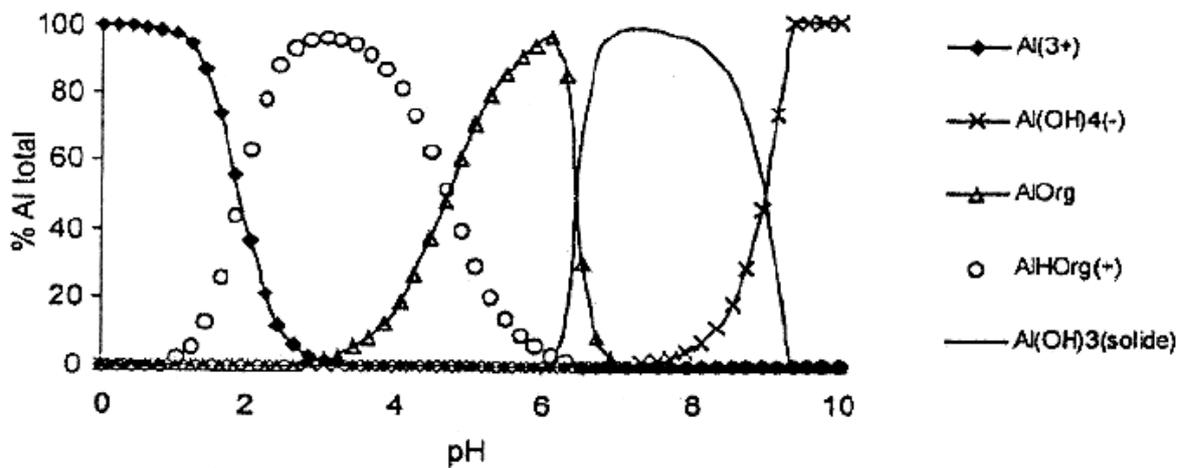
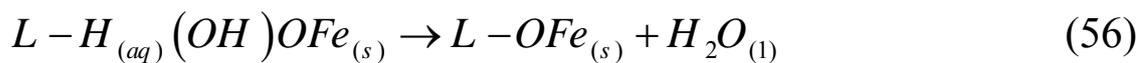


Figure 22 : Distribution des espèces d'aluminium et effet de pH en solution d'aluminium et de matière organique (acide fulvique), (DRISCOLL et al., 1994)

De cette figure, on constate que notre pH optimal de l'ordre de 5 favorise bien la formation des complexes Al-Org, ce qui est bénéfique pour le procédé d'électrocoagulation.

Concernant les complexes de fer avec les polluants, XINHUA et XIANGFENG, 2004; MODIRSHAHLA et al., 2007, ont rapporté que les hydroxydes de fer formés « $Fe(OH)_{n(s)}$ » se trouvent dans la phase aqueuse sous forme d'une suspension gélatineuse, qui peut enlever les polluants des eaux usées par la complexation ou par l'attraction électrostatique, suivie d'une coagulation. Dans le mode de complexation de surface, le polluant agit en tant que ligand (L) pour se lier chimiquement aux hydroxydes de fer :



III.5 - Effet du nombre d'électrodes et du mode de connexion

Le nombre d'électrode ainsi que leurs modes de connexion monopolaire ou bipolaire peuvent influencer significativement les pourcentages d'abattement de la DCO. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 23

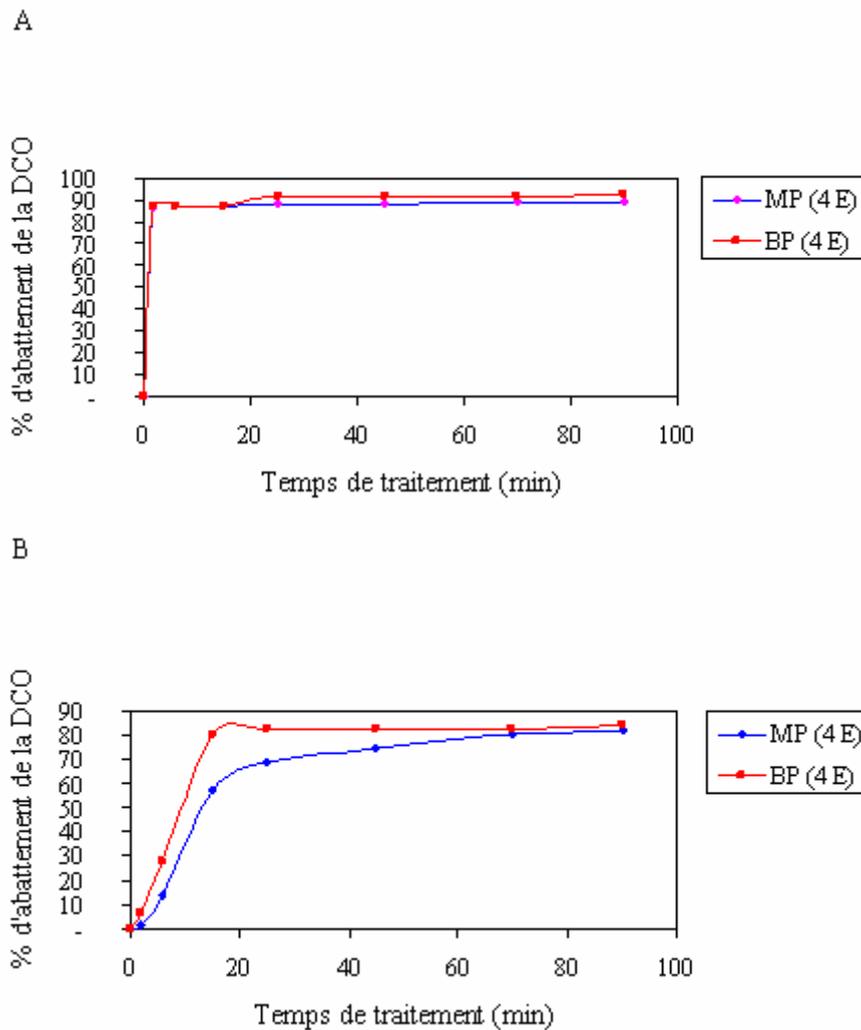


Figure 23 : Effet du nombre d'électrodes et du mode de connexion, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer
 MP : connexion monopolaire, BP : connexion bipolaire
 (Nombre d'électrode = 4, Distance inter- électrode = 1,7 cm, vitesse d'agitation = 150 tr / min, I = 2,5 A, pH = 5)

L'étude a montré que les résultats obtenus par le mode de connexion bipolaire sont similaires si ce n'est pas meilleurs que ceux obtenus par le mode de connexion monopolaire. Les rendements d'abattement de la DCO en mode bipolaire en utilisant les électrodes d'aluminium (93 %) sont nettement meilleurs que lorsque on utilise les électrodes de fer (84 %). (Figure 24)

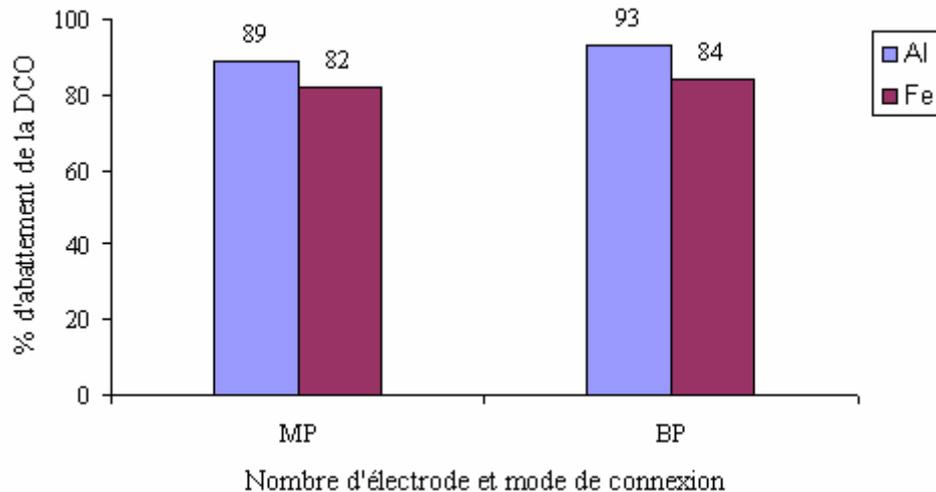


Figure 24 : Représentation comparative de l'effet du nombre d'électrodes et du mode de connexion sur l'abattement de la DCO en utilisant deux types d'électrodes : Aluminium et Fer

Nous constatons également, que lorsque le nombre d'électrodes sacrificielles augmente (de 2 à 4), les rendements d'abattement de la DCO augmentent avec les mêmes conditions opératoires : vitesse d'agitation, distance inter-électrode, pH et surtout avec les mêmes intensités du courants.

L'avantage de réacteur bipolaire à 4 électrodes par rapport au réacteur monopolaire simple à 2 électrodes, c'est qu'il offre une grande surface d'électrodes tout en diminuant l'intensité du courant, cette dernière favorise une augmentation d'enlèvement des polluants par une meilleure distribution des agents coagulants (**DANESHVAR et al., 2004**).

L'utilisation d'un réacteur bipolaire pour le traitement de lixiviat est très intéressante d'un point de vue économique en termes de simplicité des installations, facilité d'entretien et faible coût de maintenance comparativement à un réacteur monopolaire avec le même nombre d'électrodes.

IV - Comparaison entre l'utilisation d'une électrode d'aluminium et celle de fer

IV.1 - Efficacité de traitement

S'inspirant des résultats précédents, nous avons retenu comme paramètres optimaux qui influencent le bon fonctionnement d'électrocoagulation, les conditions opératoires suivantes :

- Vitesse d'agitation = 150 tr / min
- Distance inter-électrode = 1,7 cm
- Intensité du courant = 2,5 A
- pH = 5
- Nombre d'électrodes = 4
- Mode de connexion : bipolaire

Les rendements optimaux d'abattement de la DCO du lixiviat sont représentés dans le tableau 16

Tableau 16: Rendement d'abattement de la DCO d'un lixiviat selon le type d'électrode.

Type d'électrode	Taux d'abattement de DCO (%)
Aluminium	93
Fer	84

A la lumière de ce tableau, on constate que l'aluminium favorise une meilleure élimination de la DCO d'un lixiviat par rapport à l'élément fer. Cette efficacité d'aluminium a été également constatée par **ILHAN et al., 2008**, qui ont constaté que le traitement de lixiviat par électrocoagulation en utilisant des électrodes d'aluminium, aboutit à 56 % d'enlèvement de la DCO par rapport aux électrodes de fer qui atteignent un taux d'élimination de la DCO de 35 %. Par contre **TSAI et al., 1997**, ont montré que l'optimum d'enlèvement de la DCO est obtenu avec des électrodes de fer (39 %) par rapport aux électrodes d'aluminium (34 %).

De plus, certaines études portées sur le traitement des eaux usées par électrocoagulation ont montré que l'aluminium donne de meilleurs rendements d'abattement de DCO par rapport au fer (**TEZCAN et al., 2008; YETILMEZSOY et al., 2009**)

IV.2 - Génération des boues par électrocoagulation

A la fin de traitement de lixiviat par procédé d'électrocoagulation et après une phase de décantation pendant 24 heures, on a remarqué que la formation des boues est plus importante en utilisant des électrodes d'aluminium que lorsque en utilise des électrodes de fer. Le volume de boue généré par les électrodes d'aluminium est de l'ordre de 17 à 18 % de volume de lixiviat (à traiter) par rapport à celui généré par les électrodes de fer qui est de 5 à 7 %. Sur ce point, on peut dire qu'il est préférable d'utiliser des électrodes de fer pour traiter le lixiviat avec une moindre production de boue. Cela s'avérerait bénéfique pour la protection de l'environnement.

IV.3 - Dégagement de la chaleur

Dans les conditions optimales de traitement du lixiviat, un suivi de la température a été effectué. Les résultats obtenus sont représentés sur la figure 25.

D'après cette figure, on constate une augmentation progressive de la température qui peut atteindre les 75 °C, ceci est due à ce qu'on appelle la chute ohmique dans la masse de la solution, qui transforme une partie de l'énergie électrique fournie en chaleur par effet Joule (**BENNAJAH, 2007**).

Cette chute ohmique « IR », est caractéristique de la composition de la solution et de sa conductivité. Elle est définie par l'équation suivante :

$$IR = \frac{I \cdot d}{A \cdot k} \quad (57)$$

Avec :

I : Intensité imposée (A).

d : Distance entre les électrodes (cm).

A : Surface active de l'électrode (cm²).

k : Conductivité de la solution (S.cm⁻¹).

Cependant, l'augmentation de la température est bénéfique pour la désinfection de l'eau mais elle peut être néfaste pour le bon fonctionnement du procédé d'électrocoagulation. Pour éviter ces températures élevées on propose l'installation d'un système de refroidissement de l'eau au cours du traitement permettant de travailler à des températures moins élevées.

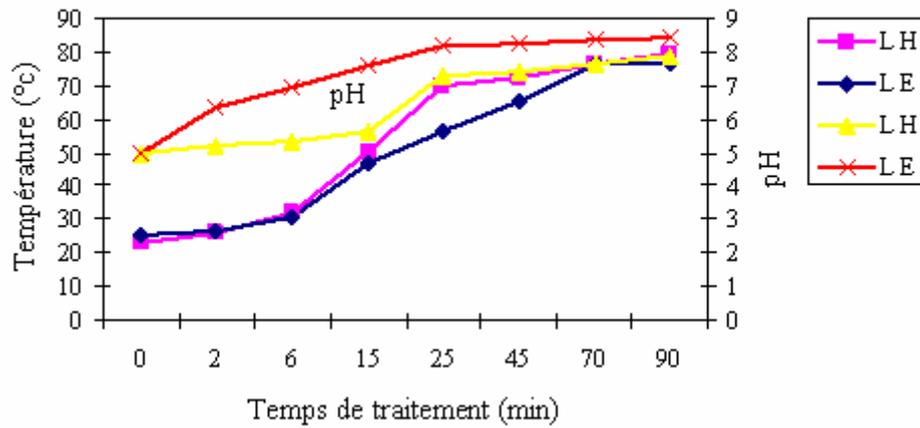
IV.4 - Evolution du pH

Un suivi du pH au cours d'électrocoagulation a montré une augmentation du pH initial vers des pH alcalins à la fin de traitement. Tel que observé dans la figure 25, le pH initial (égale à 5) tend à augmenter vers des valeurs de l'ordre de 7 à 8 pour les électrodes en aluminium et de l'ordre de 8 à 9 pour les électrodes en fer. Ces résultats sont comparables à ceux reporté par **ILHAN et al., 2008**, qui ont mentionné une légère augmentation de pH initial, passant de 8,1 à 9,5 pour les électrodes d'aluminium et de 8,1 à 9,2 pour les électrodes en fer.

L'augmentation de pH au cours des procédés d'électrocoagulation, est principalement due à la génération des hydroxydes OH⁻ (**TEZCAN et al., 2008**).

Afin d'expliquer cette faible variation du pH, **BENNAJAH, 2007** a rapporté que cette évolution dépend du pH initial et des capacités tampons de la solution, en raison de la production et la consommation des ions OH⁻ au cours de l'électrocoagulation, ce qui permet d'éviter une variation brusque du pH de la solution.

A



B

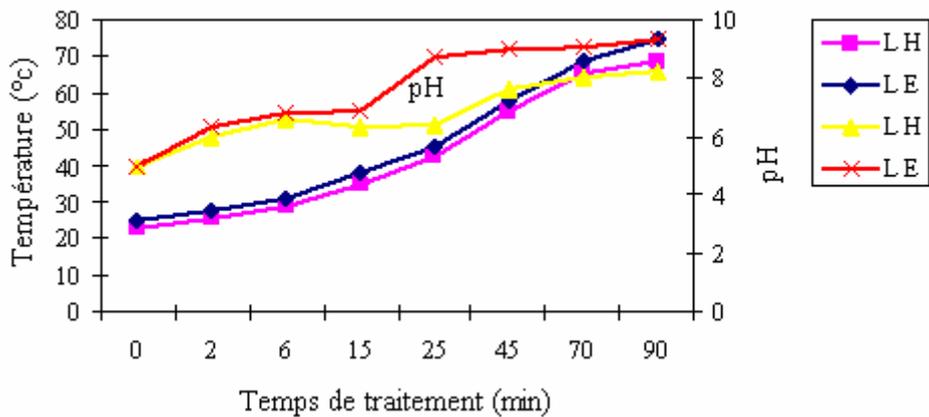
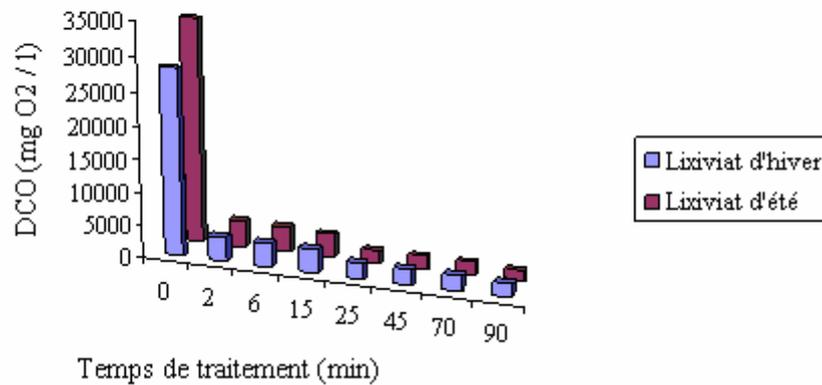


Figure 25 : Evolution du pH et de la température au cours de traitement, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer, (LH : lixiviat d’hiver, LE : lixiviat d’été)

V - Etude comparative du traitement du lixiviat d’hiver et d’été

Suite à l’étude d’optimisation des paramètres qui affectent l’efficacité de l’électrocoagulation pour l’élimination de la DCO, un réacteur bipolaire à quatre électrodes est utilisé pour traiter deux types de lixiviat (celui d’hiver et celui d’été). Les résultats de l’évolution de la DCO en fonction du temps sont donnés sur la figure 26

A



B

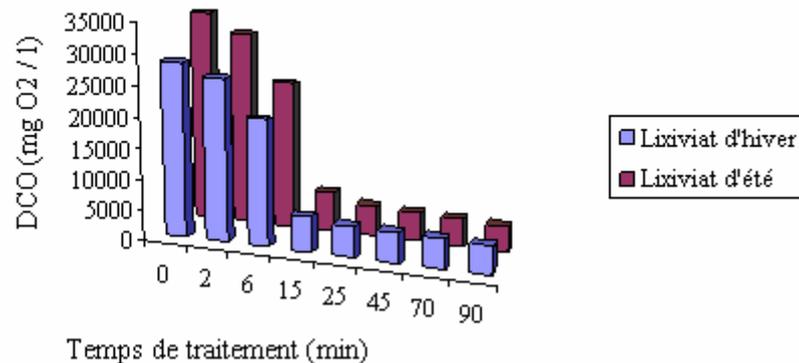


Figure 26 : Evolution de la DCO en fonction du temps du traitement, A : cas des électrodes en Aluminium, B : cas des électrodes en Fer
 (Nombre d'électrode = 4, Distance inter-électrode = 1,7 cm, Mode de connexion bipolaire, vitesse d'agitation = 150 tr / min, I = 2,5 A, pH = 5)

De ces résultats, on constate que le lixiviat d'été se traite mieux qu'un lixiviat d'hiver par procédé d'électrocoagulation, ceci s'explique par le fait que le lixiviat plus âgé est plus riche en composés réfractaires de haut poids moléculaires, l'élimination de ces composés par décantation est plus facile que ceux des composés de faibles poids moléculaires.

En conclusion de l'étude de **TSAI et al., 1997**, la part de DCO éliminée apparaît plus importante sur un lixiviat stabilisé que sur les lixiviats moins stabilisés. Cette différence souligne une élimination plus facile de la matière organique du lixiviat en raison peut être de sa teneur et/ou de sa répartition en substances de type humique.

DENG et ENGLEHARDT, 2007, ont rapporté qu'une densité de courant accrue pendant l'électro-oxydation augmente la génération de chlore, qui est probablement responsable d'enlèvement des polluants. De plus, l'effet de la densité de courant sur l'enlèvement des polluants dans le lixiviat n'est pas évident sous une basse concentration de Cl⁻ (1650 mg/l), mais est apparent sous une concentration élevée de Cl⁻ (5000 mg/l). Ce phénomène prouve le rôle principal de l'oxydation indirecte pendant l'électro-oxydation du lixiviat.

Se basant sur ces informations et tenant compte des résultats d'analyse physicochimiques de notre lixiviat, on peut dire que la différence d'élimination de la DCO constaté entre le lixiviat d'hiver contenant 2584 mg / l de Cl^- et le lixiviat d'été contenant 4076 mg / l de Cl^- , est peut être due à une oxydation indirecte par les ions de chlores (la densité de courant appliquée étant la même).

Comme on a déjà signalé dans la partie bibliographique, dans le lixiviat de décharge d'ordures ménagères, les réactions d'oxydation indirecte par le chlore sont prédominantes et permettent une diminution de la DCO et des ions ammonium " NH_4^+ " (LABANOWSKI, 2004).

En effet, les rendements d'abattement de la DCO de lixiviat reste satisfaisants en comparaison avec ceux obtenus par d'autres auteurs (Tableau 6), mais par contre ils restent élevés par rapport aux normes requises pour les rejets dans l'environnement (annexe 2).

Dans la figure 27 sont données les valeurs de la DCO de lixiviat après traitement par électrocoagulation.

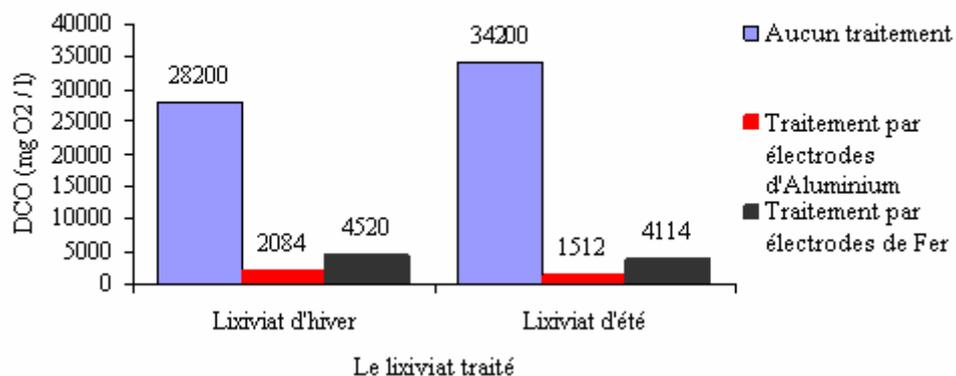


Figure 27 : Evolution de la DCO de lixiviat après traitement par électrocoagulation

L'abattement de la DCO et la décoloration de lixiviat par le procédé d'électrocoagulation sont très clairs en observant le lixiviat avant et après traitement (figure 28).

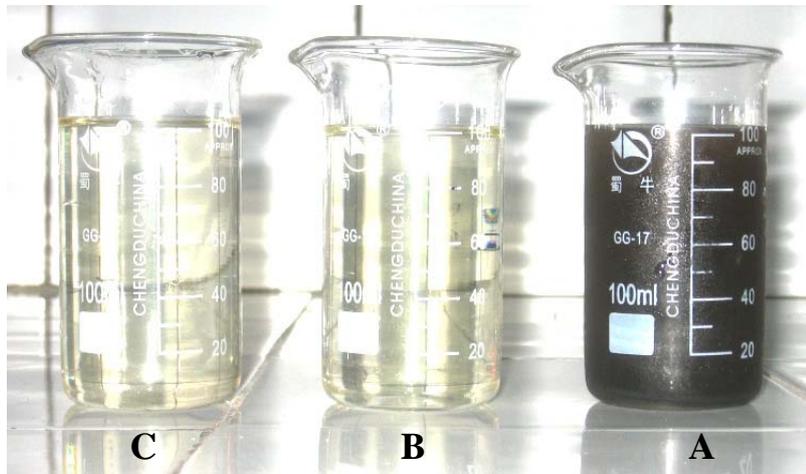


Figure 28 : Le lixiviat avant traitement (A) et après traitement par électrocoagulation, en utilisant les électrodes d'Aluminium (B) et les électrodes de Fer (C).

VI - La désinfection de lixiviat par procédé d'électrocoagulation

Non seulement le processus d'électrocoagulation favorise l'abattement d'une quantité de polluants chimiques et physiques mais il contribue aussi à la désinfection de l'effluent. Sont présentés à la figure 29, les taux d'abattement des germes pathogènes (Clostridium SR et Coliformes totaux) atteints pour deux types de lixiviat (celui d'hiver et celui d'été).

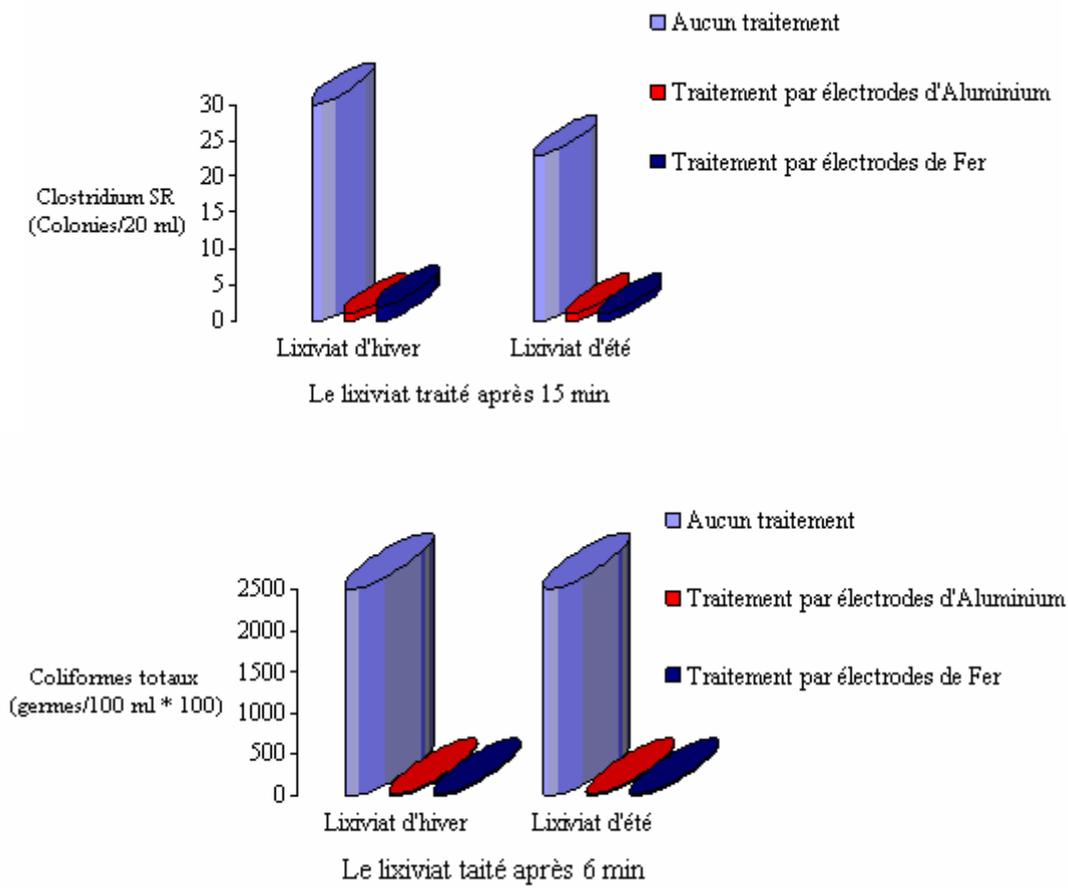


Figure 29 : Dénombrement de Clostridium SR et des coliformes totaux des échantillons de lixiviat avant et après traitement par électrocoagulation.

Comme il est possible de l'observer, la présence de Clostridium SR et des coliformes totaux dans le lixiviat chute drastiquement après leur passage dans le réacteur d'électrocoagulation.

Pour le Clostridium SR, des taux de désinfection allant jusqu'à 97 % ont été atteints après 15 minutes de traitement (moyenne de 95 %).

Concernant les Coliformes totaux, les taux de désinfection sont plus importants et allant jusqu'à 99 % mais après 6 minutes de traitement.

Aussi, il est intéressant de préciser que ces niveaux de désinfection sont similaires à ceux obtenus par **MILLS, 2000; SAWAITTAYOTIN et POLPRASERT, 2004; PROUX, 2008.**

Pour expliquer ce pouvoir désinfectant, on peut dire que les bactéries sont non seulement retirées de lixiviat par adsorption et emprisonnement dans les floccs et agrégats de la coagulation, mais elles sembleraient aussi être altérées par leur passage dans le champ électrique, entre l'anode et la cathode (**PROUX, 2008**).

De plus, la production des agents oxydants tel que : O_3 , OH , H_2O_2 , Cl_2 , ClO_2 , $HClO$, jouent un rôle important dans la destruction des microorganismes (**SAJEED FAROOQUI, 2004; WANG et al., 2005**). L'augmentation de la température constatée au cours de traitement facilite encore la destruction des bactéries.

Enfin, les mécanismes physico-chimiques d'électrosorption sur les anodes faciliteraient l'inactivation des microorganismes grâce aux charges négatives à la surface de leurs parois. De plus, les mécanismes de polarisation de la paroi cellulaire et de pression osmotique perturbée expliquent cet effet désinfectant observé en électrocoagulation (**ALBERT, 2006**).

Conclusion générale

Conclusion générale

Les décharges ménagères dans les PED demeure une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets, il n'a pas été jusque là pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer. La surveillance des décharges et plus précisément celle des lixiviats présente aujourd'hui des enjeux économiques et financiers importants, ceci conduit à la question suivante : existe-t-il un procédé du traitement du lixiviat suffisamment efficace pour répondre aux normes en vigueur? Selon les experts, l'amélioration des outils de traitement des lixiviats passera par une meilleure connaissance de la composition physicochimique des lixiviats et la supervision des décharges afin de mieux comprendre les mécanismes complexes qui gouvernent la qualité des lixiviats.

Ce travail pluridisciplinaire repose sur l'étude de la composition des lixiviats de la décharge de Oued Smar, l'évaluation de ces risques sur la qualité des eaux souterraines et la fiabilité de l'application de la technique d'électrocoagulation pour le traitement de lixiviat.

Les lixiviats provenant de cette décharge présentent des caractéristiques atypiques avec notamment des DCO élevées, des rapports DBO5/DCO très faibles et des fortes concentrations en chlorures et en azote ammoniacal. De plus, la variation saisonnière de la composition de lixiviat passant de la période hivernale à la période estivale est pratiquement très faible. Ces lixiviats renferment également un peuplement bactérien élevé surtout en germes pathogènes tel, les clostridium SR, les coliformes totaux et les streptocoques.

En générale, la quasi-totalité des paramètres de pollution analysés dépasse les normes de rejets admises, d'où la nécessité de traiter et de diminuer au maximum tous les polluants, afin de limiter leurs impacts nocifs sur la qualité des eaux souterraines.

L'analyse des eaux souterraines avoisinantes a mis en évidence une pollution occasionnelle de la nappe profonde par des teneurs élevés en DCO et en chlorures. La présence de germes tel que les coliformes dans ces eaux confirme cet état de pollution.

L'application d'électrocoagulation au traitement du lixiviat a nécessité une conception particulière du réacteur à utiliser. Pour cela, un réacteur conçu avec un filtre permettant de séparer les floes formés par flottation a montré son efficacité d'élimination de la DCO par rapport au réacteur conçu sans filtre. L'amélioration des rendements d'abattement de la DCO étant de 30 %.

L'optimisation des paramètres qui affectent le procédé d'électrocoagulation à savoir la vitesse d'agitation, la distance inter-électrode, l'intensité du courant et le pH influence faiblement l'élimination de la DCO. Par contre, une utilisation d'un réacteur bipolaire à quatre électrodes favorise bien l'élimination de cette DCO. Des rendements d'abattement de DCO de l'ordre de 93 % et de 84 % ont été obtenus en utilisant des électrodes en aluminium et en fer, respectivement.

De plus, ce processus d'électrocoagulation possède des vertus désinfectrices puisqu'en moyenne, près de 95% des Clostridium SR et 99 % des coliformes totaux ont été éliminés.

La comparaison des performances du système d'électrocoagulation pour deux types d'électrodes à savoir l'aluminium et le fer, a montré que l'élément le plus adapté à la déstabilisation et à l'élimination des composés organiques par procédé d'électrocoagulation est bien l'aluminium.

De cette étude, on a également constaté que le processus d'électrocoagulation induit inévitablement, des variations physico-chimiques dans l'effluent (augmentation du pH, dégagement de la chaleur et production des boues). Une utilisation des électrodes de fer nous a permis de réduire les volumes des boues produites jusqu'à le tiers de ceux produits par l'aluminium.

Aussi, il est important de mentionner que les maximums enlèvement de la DCO ont été enregistrés dans le lixiviat d'été par rapport au lixiviat d'hiver.

En conclusion, les rendements d'abattement de la DCO de lixiviat par procédé d'électrocoagulation obtenus lors de cette étude sont très intéressants en comparaisons avec ceux trouvés dans la littérature, toutefois, les DCO finales obtenus restent élevés par rapport aux normes de rejets admises.

A la fin de ce travail, on propose les recommandations suivantes:

1- Concernant le site d'étude :

- La décharge d'Oued Smar a atteint un stade de saturation important, ce qui accentue les problèmes de pollution. Donc une fermeture de cette décharge est jugée utile.
- L'amélioration du système de drainage des lixiviats et des eaux de pluies pour minimiser la production des percolats et d'éviter ainsi les problèmes de pollutions des eaux souterraines.
- L'installation d'un système de récupération des biogaz pour éviter le risque d'incendie ou d'explosion.
- Penser à une étude de surveillance et de contrôle des eaux souterraines et de la nappe phréatique dans la région afin d'éviter les problèmes de contaminations par le biais de l'agriculture et la consommation directe des eaux.

2- Concernant le traitement du lixiviat :

- Les résultats de DCO finales après traitement de lixiviat par électrocoagulation nous ramènent à proposer ce type de procédé comme un prétraitement dans une station d'épuration des eaux usées.
- Egalement une évaluation des coûts de traitement et la réalisation des essais à l'échelle pilote ou semi industrielle est jugée intéressante.

Références bibliographiques

A

AINA M.P., 2006. Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 236 p

ALBERT R.M., 2006. Traitement du lisier de porc par électroépuration. Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada, 241p

ALINSAFI A., KHEMIS M., PONS M.N., LECLERC J.P., YAACOUBI A., BENHAMMOU A., and NEJMEDDINE A., 2005. Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chem. Eng. Process.* (44), p 461–470.

ALOUEIMINE S.O., 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contributions à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 195 p

AMOKRANE A., COMEL C. and VERON J., 1997. Landfill leachates pre-treatment by coagulation flocculation. *Water Research* 31 (11), p 297–336.

ARAN C., 2001. Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de doctorat, INP de TOULOUSE, 262 p

ASTEE, 2005. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés, Paris Cedex 16, 124 p

B

BACCINI P., HENSELER G., FIGI R. and BELEVI H., 1987. Water and element balances of municipal solid waste landfills. *Waste Management and Research*, 5, p 483-499.

BAUN D.L. and CHRISTENSEN T.H., 2004. Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate: A Review, *Waste Management Research*, 22, p 3 - 23

BEAUCHESNE I., MEUNIER N., DROGUI P., HAUSLER R., MERCIER G. and BLAIS J.F., 2005. Electrolytic recovery of lead in used lime leachate from municipal waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, (120), p 201–211

BENNAJAH M., 2007. Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift. Thèse de doctorat, INP de TOULOUSE, 204 p

RENOU S., GIVAUDAN J.G., POULAIN S., DIRASSOUYAN F. and MOULIN P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* (150), p 468–493

BERTHE C., 2006. Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 196 p

C

CASILLAS H.A.M., 2007. Mechanisms, chemical pathways, and optimization of electrochemical water treatment by electrocoagulation for sustainable water utilization. Thesis of doctorate, The Faculty of the College of Graduate Studies, Lamar University, 281 P

CEBALLERO S., 2001. Essais de traitement d'un lixiviat stabilisé de décharge d'ordures ménagères par électrocoagulation. Etude du comportement de la matière organique. Rapport de DEA, Université de Limoges.

CHIANG C.L., CHANG J.E. and WEN T.C., 1995. Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Wat. Res.*, 29(2), p 671- 678.

CHIANG L.C., CHANG J.E. and CHUNG C.T., 2001. Electrochemical oxidation combined with physical–chemical pretreatment processes for the treatment of refractory landfill leachate. *Environmental Engineering Science* 18 (6), p 369–379.

CHRISTENSEN T.H., KJELDSSEN P., BJERG P.L., JENSEN D.L., CHRISTENSEN J.B., BAUN A., ALBRECHTSEN H-J. and HERON G., 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* (16), p 659-718

CLESCERI L.S., GREENBERG A.E. and EATON A.D., 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2671 p.

D

DANESHVAR N., ASHASSI SORKHABI H. and KASIRI M.B., 2004. Decolourization of dye solution Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, p 55 - 62.

DENG Y. and ENGLEHARDT J.D., 2007. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment, *Waste Management* (27), p 380–388.

DRISCOLL C.T., LEHTINEN M.D. and SULLIVAN T.J., 1994. Modelling the acid-base chemistry of organic solutes in Adirondack. *Water Resources Res.*, 30, p 297 – 306.

E

EMAMJOMEH M.M. and SIVAKUMAR M., 2009. Fluoride removal by a continuous flow electrocoagulation reactor. *Journal of Environmental Management*, 90, p 1204 – 1212.

F

FRANÇOIS V., 2004. Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets. Thèse de doctorat, Université de Limoges.

G

GACHET C., 2005. Evolution bio-physique-chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats. Thèse de doctorat, INSA de Lyon, 271p

GHOSH D., SOLANKI H. and PURKAIT M.K., 2008. Removal of Fe (II) from tap water by electrocoagulation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 155, p 135 – 143.

GONZE E., COMMENGES N., GONTHIER Y. and BERNIS A., 2003. High frequency ultrasound as a pre- or a post-oxidation for paper mill wastewaters and landfill leachate treatment. *Chemical Engineering. Journal* 92 (1–3), p 215–225.

GORREC B., MONTELLA C. et DIARD J.P., 2004. Equilibres chimiques et électrochimiques en solution aqueuse. Masson, Paris, 163 p

GUIVARCH ZAWLOTZKI E., 2004. Traitement des polluants organiques en milieux aqueux par procédé électrochimique d'oxydation avancée "Electro-Fenton". Application à la minéralisation des colorants synthétiques. Thèse de doctorat, Université de Marne-La-Vallée, 235 p

H

HOLT P., 2002. Electrocoagulation: Unravelling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process. Thesis of doctorate, University of Sydney, 251 p

IHARA I., KANAMURA K., SHIMADA E. and WATNABE T., 2004. High gradient magnetic separation combined with electrocoagulation and electrochemical oxidation for the treatment of landfill leachate. *IEEE Transactions on Applied Superconductivity* 14 (2), p 1558–1560.

I

ILHAN F., KURT U., APAYDIN O. and GONULLU M.T., 2008. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials* (154), p 381–389

J

JÖRDENING H.J. and WINTER J., 2005. *Environmental Biotechnology. Concepts and Applications.* Edition, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, 476 p.

K

KEHILA Y., AINA M., MEZOUARI F., MATEJKA G. et MAMMA D., 2007. Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco compatible des résidus solides dans les PED vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ? Actes des JSIRAUF, Hanoi, pp 1 – 10

KHATTABI H., 2002. Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étuefont (Belfort, France). Thèse de doctorat 3^{em} Cycle, ISE France, 167 p

KHATTABI H., BELLE É., SERVAIS P. et ALEYA L., 2007. Variations spatiale et temporelle des abondances bactériennes dans quatre bassins de traitement du lixiviat de la décharge d'Étuefont (Belfort, France), C. R. Biologies (330), p 429 - 438

KHOULAI D F., YOUNSI A., MEHDI K. et VERON A., 2005. Etude de l'impact des lixiviats sur les eaux souterraines (décharge publique d'EL JADIDA, MAROC) : Hydrogéologie, Géoélectrique, Hydrochimie et Isotopes. 3^{ème} Journées Internationale des Géosciences de l'Environnement. El Jadida les 8, 9 et 10 juin 2005

L

LABANOWSKI J., 2004. Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 236 p

LEU M.H. and CHANG J.E., 1999. Removal of metals from landfill enriched leachate with electrolytic process. In: Proceedings of the International Conference on Solid Waste Technology and Management, Philadelphia, PA, USA, p 452–459.

LOPEZ A., PAGANO M., VOLPE A. and DI PINTO A., 2004. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere* 54 (7), p 1000–1005.

M

MANIA J., KHATTABI H., ALEYA L., 2002. Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. *Waste Management Research*, vol.20, p 357 – 364.

MAMERI N., YEDDOU A.R., LOUNICI H., BELHOCINE D., GRIB H. and BARIOU B., 1998. Defluoridation of septentrional Sahara water of North Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes. *Water research*, p 1604 – 1612.

MEJBRI R., MATEJKA G., LAFRANCE P. et MAZET M., 1995. Fractionnement et caractérisation de la matière organique des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères. *Revue des sciences de l'eau*, 8, p 217 – 236.

MEKAIKIA MOKHTARIA M., BELABBED B.E., DJABRI. L., HANI A. et LAOUR R., 2007. Caractéristiques de la décharge publique de la ville de TIARET et son impact sur la qualité des eaux souterraines. *Courrier du Savoir*, N°08, pp 93 – 99

MILLER P.A. and CLESCERI N.L., 2003. Waste sites as biological reactors: Characterization and modeling. Edition, LEWIS PUBLISHERS, A CRC Press Company, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., 403 p.

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

MILLS D., 2000. A new process for electrocoagulation. Journal of American Water Works Association, 92, (6), p 34 – 43.

MODIRSHAHLA N., BEHNAJADY M.A., KOOSHAIAN S., 2007. Investigation of the effect of different electrode connections on the removal efficiency of Tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation. Dyes and Pigments, 74, p 249 – 257.

MOHOHANE T., 2008. The characteristics and impacts of landfill leachate from Horotiu, New Zealand and Maseru, Lesotho: A comparative study. Thèse MSc. Université de Waikato, Nouvelle-Zélande.

MOLLAHL M.Y.A., PATHAK S.R., PATIL P.K., VAYUVEGULA M., AGRAWAL T.S., GOMES J.A.G., KESMEZ M. and COCKE D.L., 2004. Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. Journal of Hazardous Materials, B. 109, p 165 – 171.

MORAES P.B. and BERTAZZOLI R., 2005. Electrodegradation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor. Chemosphere 58 (1), p 41–46.

N

NEFF D., 2003. Apport des analogues archéologiques à l'estimation des vitesses moyennes et à l'étude des mécanismes de corrosion à très long terme des aciers non alliés dans les sols. Thèse de Doctorat, Université de Technologie de Compiègne, France.

P

PATHAK S.R., 2003. Design and optimization of eLectrocoagulation reactor. Master of Engineering Science, Lamar University

POULIOT J.M., 1999. Biological treatment of landfill leachate. Master of Engineering Science, The University of Western Ontario, L o n d o n, O n t a r i o, C a n a d a, 168 p

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

Q

QURESHI T.I., KIM H., and KIM Y., 2002. UV-catalytic treatment of municipal solid waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation. Chinese Journal of Chemical Engineering 10 (4), p 444 - 449.

R

RAJESHWAR K. and IBANEZ J.G., 1997. Environmental Electrochemistry: Fundamentals and Applications in Pollution Sensors and Abatement. Edition, Elsevier Science and Technology Books, 772 p.

RAMADE F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience, 354-356.

REJSEK F., 2002. Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Collection biologie technique environnement, centre de documentation pédagogique d'Aquitaine, Bordeaux cedex, 364 p.

RODIER J, 2005. L'analyse de l'eau, Edition, DUNOD, 1388 p

S

SAJEED FAROOQUI M., 2004. Combined electrooxidation and electrocoagulation processes for the treatment of municipal wastewater. Master of Science, King Fahd University of Petroleum & Minerals, Dhahran, Kingdom of Saudi Arabia, 124 p

SAWAITTAYOTIN V. and POLPRASERT C., 2006. Stabilization of landfill leachate by an integrated electrochemical and natural system. Thai Environmental Engineering Journal, 20 (2), p 47-56.

SBAI H., EI QANDIL M., et JABRANE R., 2005. Evaluation des dommages causes à l'environnement par la décharge publique de TANGER. 3ème Journées Internationale des Géosciences de l'Environnement. El Jadida les 8, 9 et 10 juin 2005.

SWANA, 1997. Leachate generation, collection and treatment at municipal solid waste disposal facilities. (Publication No. GR-D 0535), Solid Waste association of North America, Silver Spring, Maryland

T

TARAF VELEZ P.J., 1999. Leachate treatment by recirculation within the landfill. Master of Science, University of Puerto Rico MAYAGUEZ CAMPUS, 92 p

TEZCAN Ü.Ü., KOPARAL A.S. and ÖĞÜTVEREN Ü.B., 2008. Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminium and iron electrodes. Journal of Hazardous Materials, p 1 – 7.

THONART P., LARDINOIS M. RODRIGUEZ C., AWONO S. DESTAIN J. et HILLIGSMANN S., 2002. La problématique de la gestion des déchets ménagers. Séminaire – Atelier Francophone sur la gestion des déchets ménagers à Saaba – Ouagadougou (Burkina Faso)

TIRNOVEANU D.R., 2004. Etude des propriétés épuratoires des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères et leur mise en œuvre. Thèse de doctorat, INSA de Lyon, 254 p

TSAI C.T., LIN S.T., SHUE Y.C. and SU P.L., 1997. Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. *Wat. Res.*, 31(12), p 3073 - 3081.

W

WANG F., 2004. Advanced oxidation treatment of aged raw and biologically treated landfill leachate. Thèse de doctorat, Université Edmonton, ALBERTA, 220 p

WANG L.K., HUNG Y.T., LO H.H. and YAPIJAKIS C., 2004. Handbook of industrial and hazardous wastes treatment. Second edition, revised and expanded, Marcel Dekker, Inc., NY, NY., USA, 1322 p.

WANG L.K., HUNG Y.T. and SHAMMAS N.K., 2005. Handbook of environmental engineering, volume 3: Physicochemical Treatment Processes. Edition, Humana Press, Totowa, New Jersey, 731 p.

WARNIER L., 2007. Dégradation électrochimique de composés organiques réfractaires présents dans des effluents toxiques. Thèse de doctorat, Université catholique de Louvain la Neuve, 364 p

WILLIAMS P.T., 2005. Waste Treatment and Disposal, Second Edition, John Wiley & Sons Ltd, England, 338 p.

WISZNIOWSKI J., ROBERT D., SURMACZ GORSKA J., MIKSCH K., and WEBER J.V., 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ Chem Lett* (4), p 51–61

X

XINHUA X. and XIANGFENG Z., 2004. Treatment of refractory oily wastewater by electrocoagulation process. *Chemosphere*, 56, p 889 – 894.

Y

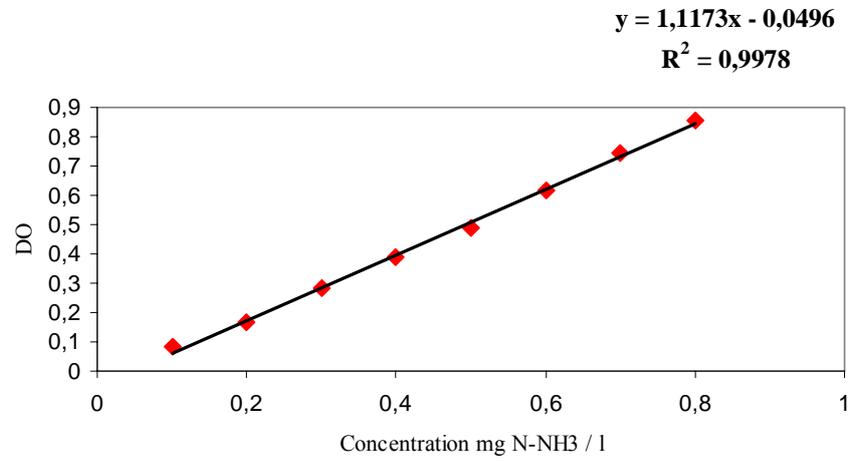
YANN H., 1999. Démonstration de faisabilité de la nitrification et de la dénitrification d'un lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire avec de la tourbe granulaire. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, Université de Montréal, 260 p

YETILMEZSOY K., ILHAN F., SAPCI-ZENGİN Z., SAKAR S. and GONULLU M. T., 2009. Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process: A post-treatment study. *Journal of Hazardous Materials*, 162, p 120 – 132.

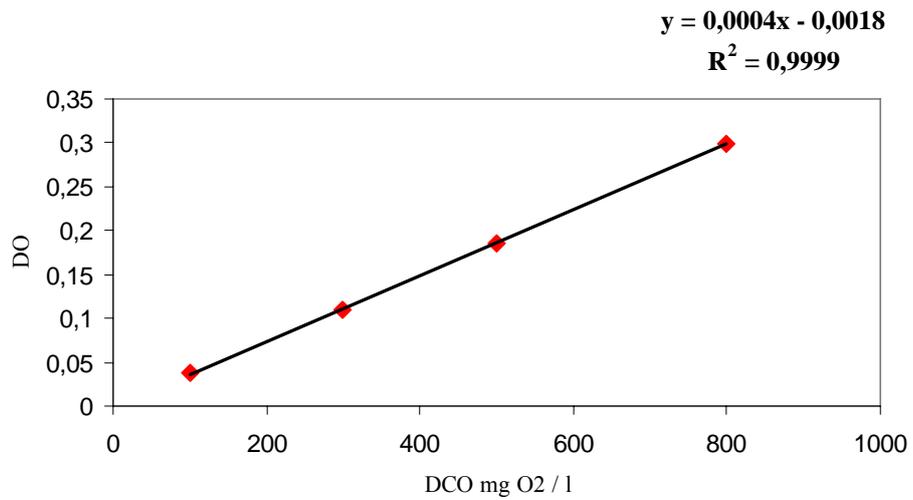
Annexes

Annexe 1 : Courbes d'étalonnage

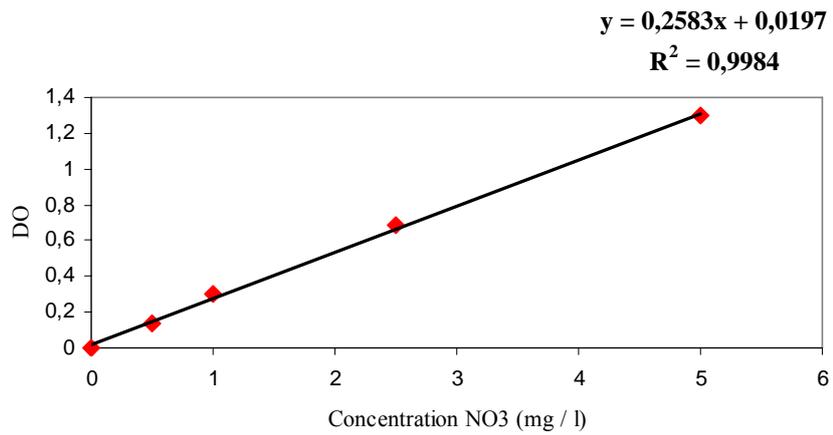
Courbe d'étalonnage de l'azote ammoniacal (NH_4^+)



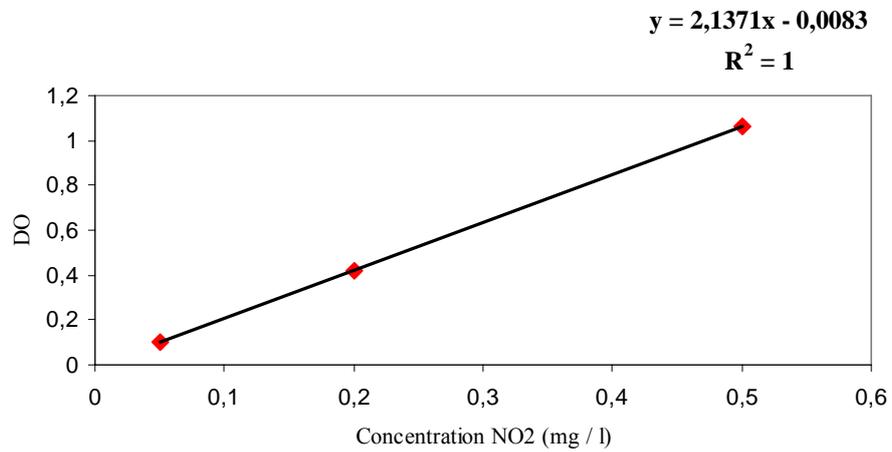
Courbe d'étalonnage de la demande chimique en oxygène DCO



Courbe d'étalonnage de nitrate (NO_3^-)



Courbe d'étalonnage de nitrite (NO_2^-)



Annexe 2 : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides et industriels applicables en Algérie

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
pH	-	6,5 – 8,5
Matières en suspension (MES)	mg.l ⁻¹	< 35
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg O ₂ .l ⁻¹	120
Demande Biochimique en Oxygène (DBO5)	mg O ₂ .l ⁻¹	35
Azote Kjeldahl	mg N.l ⁻¹	30
Cr	mg.l ⁻¹	0,5
Cd	mg.l ⁻¹	0,2
Pb	mg.l ⁻¹	0,5
Hg	mg.l ⁻¹	0,01
Zn	mg.l ⁻¹	3
Cu	mg.l ⁻¹	0,5
Fe	mg.l ⁻¹	3

Source : Journal Officiel de 23 juillet 2006, de l'Algérie. Décret exécutif n° 93-160, réglementant les rejets d'effluents liquides industriels

Annexe 3 : Les valeurs indicatives extrêmes et moyennes des normes de rejet de 12 pays : Australie, Belgique, Danemark, France, Grande Bretagne, Hollande, Hongrie, Italie, Pologne, Suisse, Canada, Inde *.

Paramètres	Unités	Valeurs maximales
pH		5 – 10
Température	⁰ C	30 – 65
Couleur	-	Le déversement ne doit provoquer aucune couleur du milieu récepteur
Odeur	-	Le déversement ne doit pas provoquer de modification du milieu récepteur
Matières en suspensions (MES)	mg.L ⁻¹	20 – 100
NH₄⁺	mg.L ⁻¹	0,1 – 30
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg O ₂ .L ⁻¹	75 – 120
Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅)	mg O ₂ .L ⁻¹	5 – 60
Chrome	mg.L ⁻¹ Cr	0,02 – 0,5
Cadmium	mg.L ⁻¹ Cd	0,02 – 0,2
Plomb	mg.L ⁻¹ Pb	0,2 – 0,5
Mercure	mg.L ⁻¹ Hg	0,005 – 0,01
Zinc	mg.L ⁻¹ Zn	0,5 – 3
Cuivre	mg.L ⁻¹ Cu	0,1 – 0,5
Fer	mg.L ⁻¹ Fe	2 – 3
Coliformes totaux	dans 100 ml	≤ 20.000
Coliformes fécaux	dans 100 ml	≤ 12.000
Streptocoques fécaux	dans 100 ml	≤ 2000
Salmonelles	dans 100 ml	Absence
Clostridium	dans 100 ml	Absence

* par souci de comparaison nous avons fais recours aux valeurs indicatives extrêmes des normes de rejets des douze pays.

Annexe 4 : Limites de qualité des eaux brutes (prend en compte également les eaux souterraines utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine) (REJSEK, 2002)

Paramètres mesurés	Unités	Concentrations limites
pH		5,5 – 9
Chlorures	mg.L ⁻¹ en Cl ⁻	200
Conductivité	mS/cm	1
MES	mg.L ⁻¹	25
DCO	mg O ₂ .L ⁻¹	30
Nitrates	mg.L ⁻¹ en NO ₃ ⁻	50 pour les eaux superficielles et 100 pour les autres eaux
Nitrites	mg.L ⁻¹ en NO ₂ ⁻	0,5
Ammonium	mg.L ⁻¹ en NH ₄ ⁺	4
Chrome	µg.L ⁻¹ Cr	50
Cadmium	µg.L ⁻¹ Cd	5
Plomb	µg.L ⁻¹ Pb	50
Mercure	µg.L ⁻¹ Hg	1
Fer dissous	mg.L ⁻¹ Fe	2
Zinc	mg.L ⁻¹ Zn	5
Coliformes totaux	dans 100 ml	Absence dans 95 % des échantillons prélevés
Streptocoques	dans 100 ml	0
Bactéries sulfito-réductrice y compris les spores	dans 20 ml	Pas plus d'une spore