

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOHAMED BOUDIAF - M'SILA

FACULTE: DES SCIENCES
DEPARTEMENT: DE CHIMIE
N° :



DOMAINE: SCIENCE DE MATIERE
FILIERE: CHIMIE
OPTION: CHIMIE DES MATERIAUX

Mémoire présenté pour l'obtention
Du diplôme de Master Académique

Présenté Par:

Boucenna Salah Eddine

Guesmia Mohammed Amine

Intitulé

ETUDE COMPARATIVE DE TRAITEMENT DE LIXIVIATS
PAR VOIE CHIMIQUE ET ÉLECTROCHIMIQUE

Soutenu devant le jury composé de:

Mr. Azzedine BENYAHIA	MCA – Université de M'sila	Président
Mr. Nadir DEGHEFEL	MCB – Université de M'sila	Rapporteur
Mr. Nouari LAIEB	MAA – Université de M'sila	Examineur

Année universitaire: 2019/2020

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude avant tout à dieu qui m'a aidé et donné le courage pour mener à bien ce modeste travail.

Mes chaleureux remerciements à mon directeur de mémoire Nadir DEGHEFEL Docteur à l'université Mohamed-Boudiaf, M'sila pour sa patience et ses conseils qui m'ont permis de mener à bien ce travail.

Je voudrai remercier les membres de jury qui ont accepté d'examiner ce travail, notamment. M. Azzedine BENYAHIA qui a fait le Privilège de présider notre jury. et M. Nouari LAIEB pour avoir accepté de faire partie de notre jury.

Et enfin on remercie nos familles pour leur soutien moral et leur aide, ainsi que tous ce qui nous ont soutenu et aidé tout au long de cette étude et toutes les personnes qui ont contribué directement ou indirectement à ce travail.

Merci à vous tous

Dédicaces

*Je dédie ce mémoire à toutes les personnes qui m'ont
soutenue durant sa réalisation surtout à :*

*Mes chers et précieux parents pour leur bonté par
excellence, qui ont toujours été là pour moi, et qui m'ont
donné un magnifique modèle de labeur et de
persévérance, de tendresse, d'amour et de force. Je suis
fière et reconnaissante de vous avoir comme parents.*

À ma chère femme et mes enfants.

À mes frères et ma sœur

À tous mes amis.

Salaheddine

DÉDICACES

A ma mère

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

*Tu n'as cessé de me soutenir et de m'encourager durant toutes les années de mes
études, tu as toujours été présente à mes côtés pour me consoler quand il fallait.
En ce jour mémorable, pour moi ainsi que pour toi, reçoit ce travail en signe de ma
vive reconnaissance et ma profonde estime.*

A mon père

*Tu as su te montrer patient, compréhensif et encourageant.
Ta chaleur paternelle a été et sera toujours pour moi d'un grand réconfort.*

A mes sœurs et mes frères et leurs enfants.

A toute ma famille.

A tous mes amis.

Vous qui lisez ce mémoire ; grâce à vous je continuerais...

MOHAMMED AMINE

TABLE DES MATIÈRES

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

INTRODUCTION GÉNÉRALE..... 1

PARTIE THÉORIQUE

CHAPITRE I: GÉNÉRALITÉS SUR LIXIVIATS DES CET

Introduction.....	6
I-1- Centre d'enfouissement technique (CET)	6
I-1-1- Définition de CET.....	6
I-1-2- Classification des CET.....	7
I-2- Fonctionnement d'une décharge.....	8
I-3- LIXIVIATS.....	8
I-3-1- Définition des Lixiviat.....	9
I-3-2- Types des Lixiviats.....	9
I-3-2-1- Les lixiviats jeunes (< 5 ans)	9
I-3-2-2- Les lixiviats intermédiaires.....	9
I-3-2-3- Les lixiviats stabilisés (> 10 ans)	10
I-3-3- Les phases d'évolution des lixiviats	10
I-3-4- Composition des lixiviats	13
I-3-4-1- Types de polluants présents dans les lixiviats.....	14
I-3-5- Gestion des lixiviats	16
I-3-6- Gestion du biogaz	17
I-3-7- Analyse des lixiviats	18
I-3-7-1- Le pH et la conductivité.....	18
I-3-7-2- L'humidité.....	18
I-3-7-3- La Demande Chimique en Oxygène (DCO)	18
I-3-7-4- La Demande Biochimique en Oxygène (DBO ₅)	19
I-3-7-5- L'analyse des sels nutritifs.....	19
I-3-7-6- Analyse de Carbone Organique total.....	19
I-3-7-7- Analyse des métaux par spectrométrie d'absorption atomique de flamme.....	19
I-3-8- Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine	20

CHAPITRE II: L'ÉLECTROCOAGULATION

Introduction.....	23
II- L'Électrocoagulation (EC)	23
II-1- Historique du procédé	23
II-2- Principe de l'EC	24
II-3- Les différents matériaux utilisés pour les électrodes	25
II-4- Les réactions aux électrodes: rendement Faradique	25
II-5- Les différents types d'électrodes et de connexions électriques	27
II-6- Principales lois de l'électrolyse.....	28
II-6-1- La loi de Faraday.....	28
II-6-2- La tension de la cellule.....	29
II-6-3- Energie et rendement d'électrolyse.....	30
II-7- Paramètres influençant le processus d'électrocoagulation.....	31
II-7-1- Le pH.....	31
II-7-2- La conductivité	31
II-7-3- Intensité du courant.....	31
II-7-4- La distance entre électrodes.....	31
II-7-5- Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation.....	32

CHAPITRE III: COAGULATION-FLOCCULATION

Introduction.....	35
III- Coagulation floculation.....	35
III-1- Coagulation.....	35
III-2- Floculation.....	36
III-2-1- Les floculants.....	36
III-2-1-1- Floculants synthétiques.....	36
III-2-1-2- Floculant naturels.....	37
III-3- Les paramètres influençant la coagulation floculation.....	40
III-3-1- Le pH.....	40
III-3-2- Les sels dissouts.....	40
III-3-3- La température de lixiviat.....	40
III-3-4- Influence des caractéristiques physico-chimiques du coagulant.....	40
III-3-5- Influence de la nature du coagulant.....	40
III-3-6- Influence de la dose du coagulant.....	40
Conclusion.....	41

PARTIE PRATIQUE

CHAPITRE IV: MATÉRIELS ET MÉTHODES

Introduction.....	44
IV-1- Produits chimiques.....	44
IV-1-1- Le substrat.....	44
IV-1-2- Les matériaux d'électrodes.....	44
IV-1-3- Les réactifs.....	44
IV-2- Dispositifs expérimentaux.....	45
IV-2-1- Jar Test.....	45
IV-2-2- Réacteur électrochimique.....	46
IV-3- Procédure expérimentale.....	47
IV-3-1- Préparation des solutions.....	47
IV-3-2- Echantillonnage.....	47
IV-4- Méthodes d'analyse.....	48
IV-4-1- Mesure de la turbidité.....	48
IV-4-2- Mesure de la conductivité et de la salinité.....	49
IV-4-3- Mesure du TDS (Total Dissolved Solids)	50
IV-4-4- Mesure du pH.....	50

CHAPITRE V: RÉSULTATS ET DISCUSSION

Introduction.....	53
V-1- Traitement par coagulation-floculation chimique.....	53
V-1-1- Choix du coagulant.....	53
V-1-1-1- Coagulant C1 ($Al_2(SO_4)_3$)	53
V-1-1-2- Coagulant C2 ($Fe_2(SO_4)_3$)	54
.....	55
V-2- Traitement par l'électrocoagulation.....	55
V-2-1- Choix de matériaux des électrodes et du temps d'électrolyse.....	58
V-3- Choix de l'intensité du courant.....	60
V-4- Choix de la technique de traitement.....	
CONCLUSION GÉNÉRALE	62
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	64

LISTE DES ABRÉVIATIONS

A	Ampère
A/m²	Ampère par mètre carré
CET	Centre d'Enfouissement Technique
C₁	Coagulant 1
C₂	Coagulant 2
cm	Centimètre
°C	Degré Celsius
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
g	Gramme
g.l⁻¹	Gramme par litre
H₂	Gaz d'hydrogène
m².m⁻³	Mètre au carré par mètre cube
µm	Micromètre
µS/cm	Micro siemens par centimètre
mA/cm²	Milliampère par mètre carré
mg/L	Milligramme par litre
mg/L	Milligramme par litre
mL	Millilitre
mm	Millimètre
mS/cm	Millisiemens par centimètre
mn	Minute
nm	Nanomètre
NTU	Nephelométric turbidity unit
ppm	Partie par million
pH	Potentiel d'hydrogène
S/cm	Siemens par centimètre
TDS	Total dissolved solids
tr/min	Tour par minute
V	Volt

LISTE DES FIGURES

Figure I-1: bassin de collecte du Lixiviat.....	9
Figure I-2: Évolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation des déchets.....	12
Figure I-3: Processus de méthanisation.....	13
Figure I-4: Structure chimique générale des phtalates.....	15
Figure II-1: Décomposition de la tension de cellule.....	29
Figure III-1: La floculation.....	36
Figure III-2: Polyacrylamide.....	37
Figure III-3: Structure de la pectine.....	37
Figure III-4: Structure de l'alginate de sodium.....	38
Figure III-5: Structure de le carraghénane.....	38
Figure III-6: Le charbon actif en poudre.....	39
Figure III-7: La bentonite.....	39
Figure IV-1: Jar test (floculateur).....	45
Figure IV-2: Réacteur électrochimique.....	46
Figure IV-3: Point de prélèvement de notre échantillon dans le bassin de lixiviat de CET de M'sila.....	47
Figure IV-4: Turbidimètre type HANNA.....	48
Figure IV-5: conductimètre de référence (CONSORT C831).....	50
Figure IV-6: pH mètre de type HANNA.....	51
Figure V-1: Evolution du pH ; la turbidité ; la conductivité, la salinité et des TDS en fonction du temps d'électrolyse (électrodes en aluminium).....	56
Figure V-2: Evolution du pH ; la turbidité ; la conductivité, la salinité et des TDS en fonction du temps d'électrolyse (électrodes en Fer).....	57
Figure V-3: Les rendements d'élimination du colorant en fonction du matériau d'électrodes et du temps d'électrolyse.....	58
Figure V-4: Effet de l'intensité du courant sur l'abattement de la turbidité et l'évolution du pH, de la conductivité, les TDS et la salinité.....	59
Figure V-5: Comparaison entre la coagulation chimique et l'électrocoagulation.....	61
Figure V-6: comparaison entre la coagulation chimique et l'électrocoagulation.....	61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I-1: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats.....	10
Tableau I-2: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides.....	17
Tableau II-1: Matériaux d'électrodes utilisés en EC.....	25
Tableau IV-1: Caractéristique du lixiviat.....	48
Tableau IV-2: La relation entre la minéralisation et la conductivité.....	49
Tableau V-1: Effet de la dose du coagulant C_1 sur l'élimination du colorant.....	53
Tableau V-2: Effet de la dose du coagulant C_2 sur l'élimination du colorant.....	54

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Introduction générale

Elément majeur du monde minéral et biologique, l'eau est aussi le vecteur privilégié de la vie et de l'activité humaine. A l'heure actuelle l'utilisation globale de l'eau en additionnement les usages domestiques, industriels et agricoles représente le chiffre impressionnant de 250 m³ par ans et par habitant , il est donc certain que les besoins de l'humanité ne cesseront de croître, ceci implique la nécessité impérieuse de protéger l'eau, il faut la traiter que ce soit pour produire une eau propre à la consommation ou à des usages spécifiques industriels ou pour limiter les rejets de pollution dans le milieu naturel.

La sauvegarde des ressources en eau est au premier long Des priorités, tous les pays soit concernés ; les pays pauvres que manquent d'eau ; les pays riches qui la polluent, l'eau va devenir formidable enjeu du siècle à venir pour rependre à ce défi il faut des techniques adaptés et des professionnels dépositaires d'une culture toute entière tournée vers l'ingénierie et la gestion de cette ressource.

Devant cette situation critique les pouvoirs publics ont décidé de mettre en œuvre un nouveau système national permettant la gestion et l'élimination des déchets dans des conditions saines et écologiques.

Ce système consiste à mettre en place des centres d'enfouissement technique (CET) appelés aussi centres de stockage des déchets pendant un temps limité. Bien que la durée de son fonctionnement soit limitée, son impact ne demeure pas : ces ordures ménagères continuent à se transformer après leur enfouissement créant ainsi d'autres nuisances plus graves ; la plus importante reste la production du biogaz issue de leur dégradation, soit en moyenne 150 à 250m³ de gaz produit par une tonne de déchets décomposés. L'autre souci majeur est celui du liquide formé lors de la percolation des eaux pluviales sur les déchets appelés LIXIVIAT. Cet effluve se charge au fil du temps de matières organiques et métaux lourds ce qui fait de lui un vecteur de pollution des plus dangereux d'où la nécessité de son traitement avant son rejet dans l'écosystème.

De ce fait, notre travail consiste à élaborer des traitements efficaces et adéquats pour remédier à cette problématique.

Les études effectuées auparavant ont été basées sur l'utilisation de la coagulation-floculation chimique, est effectué au Jar Test en utilisant deux coagulant le premier est le sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$ et le second est le sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3$ l'électrocoagulation est effectué dans un réacteur en verre en utilisant deux types d'électrodes (aluminium, Acier inoxydable).

Introduction générale

L'électrocoagulation (EC) est une technique de traitement de l'eau polluée qui a montré son efficacité pour le traitement de certains polluants solubles ou colloïdaux, tels que rencontrés dans des rejets liquides contenant des métaux lourds, des émulsions, des suspensions. L'eau comportant des nitrates, des fluorures, du plomb,... peut être potabilisée par ce procédé (Mollah et coll., 2001, Holt et coll., 2005).

Notre mémoire est structuré ainsi:

- Le premier chapitre destiné à des généralités sur les lixiviats des centres d'enfouissement et de leur impact sur l'environnement ;
- Le deuxième chapitre présentera un procédé électrochimique qui a prouvé son efficacité dans le traitement des effluents de l'industrie textile qui est l'électrocoagulation, ainsi de présenter son principe, les paramètres influençant le procédé, ces avantages et ces inconvénients;
- Le troisième chapitre est consacré à présenter le procédé de coagulation-floculation chimique, ainsi de présenter son principe, les facteurs influençant ce procédé, ces avantages et ces inconvénients et les domaines d'applications de ce procédé ;
- Le quatrième chapitre destiné à la description des méthodes employées dès l'installation des procédés de traitement ainsi que le matériel et les réactifs utilisés ;
- Dans le cinquième chapitre, nous présenterons l'interprétation des résultats obtenus lors des traitements effectués ;

Enfin ce manuscrit s'accompagne d'une conclusion synthétisant les principaux résultats obtenus à l'issue de cette étude.

PARTIE THÉORIQUE

**CHAPITRE I:
GÉNÉRALITÉS SUR LIXIVIATS DES
CET**

Introduction

L'eau est le vecteur principal de l'évolution d'une décharge. Les entrées d'eau dans un centre de stockage sont constituées de précipitations météoriques directes auxquelles s'ajoute l'eau apportée par les déchets eux-mêmes et les eaux de ruissellement qui entrent dans les alvéoles de stockage.

Dans le cas des décharges de classe II, c'est-à-dire de déchets non dangereux, l'eau favorise la transformation bio-physico-chimique des déchets, le fonctionnement d'une décharge peut alors être assimilé à un réacteur complexe à multi-compartiments (biologique, minéral et organique) qui sont en permanence en contact les uns avec les autres et qui réagissent de façon interactive. L'ensemble de ces phénomènes conduit à la génération de métabolites gazeux, du biogaz et à l'entraînement par l'eau de molécules très diverses qui donnent lieu à des lixiviats, tous deux vecteurs essentiels de la charge polluante des centres de stockage de déchets non dangereux.

I-1- Centre d'enfouissement technique (CET)

"Tout un chacun a une idée de ce que représente une décharge", car toute société a toujours besoin, pour se débarrasser de ses déchets, d'un moyen, d'un lieu, faisant office de "dépotoir". Les plus initiés savent que les habitudes de nos aïeux de jeter leurs ordures, et plus généralement tous les déchets, sans précaution aucune, dans le premier trou venu, ont bien changé au cours des dernières décennies " [1]. La gestion des résidus urbains est devenue une des préoccupations majeures de ces dernières décennies et plusieurs techniques de conception ont vu le jour dans bon nombre de pays développés: incinération, compostage, méthanisation, enfouissement.

I-1-1- Définition de CET

Au sens de l'article 2 du décret wallon du 27 juin 1996 relatif aux déchets, les CET sont définis comme un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets sur ou dans la terre (c'est à dire en sous-sol), y compris :

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

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

➤ Du stockage avant élimination pour une durée inférieure à une année.

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

I-1-2- Classification des CET

a) CET de Classe I

En plus des déchets urbains et banals, ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux. Ainsi sont admis dans ces CET de classe I:

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

b) CET de Classe II

Sont acceptés sur ces centres les déchets ménagers et assimilés.

Ce sont des installations soumises à la loi française du 19 juillet relative aux installations classées pour la protection de l'environnement. Les déchets admissibles dans ces décharges sont (Circulaire du 11 Mars 1987):

- Ordures ménagères;
- Déchets ménagers encombrants;
- Déblais et gravats;
- Déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères;
- Déchets d'origine agricole ne présentant pas de danger pour la santé humaine et l'environnement;
- Pneumatiques;
- Cendres et produits d'épuration refroidis résultant de l'incinération des ordures ménagères;
- Boues en provenance de l'assainissement urbain.

c) CET de Classe III

Ce sont les installations de stockage recevant essentiellement des déchets inertes.

Ces décharges de la classe III, ne reçoivent que les déchets inertes d'origine domestique comme les déchets issus du bricolage familial qui peuvent également être stockés dans les décharges de

Classe II et les déblais et gravats qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II. Ils reçoivent aussi les déchets de chantiers et les déchets de carrière.

I-2- Fonctionnement d'une décharge

Le fonctionnement d'une décharge peut être assimilé à un réacteur bio-physico-chimique donnant lieu à des réactions et à des évolutions complexes qui aboutissent à la transformation chimique, physique et biologique des déchets. Du fait des conditions géologiques et hydrologiques du site, de la nature des déchets stockés et du mode de gestion de l'exploitation, chaque décharge est un cas unique. Il n'est donc pas envisageable de déterminer avec précision un mode d'évolution qui serait applicable à tous les centres. Cependant, certains phénomènes sont communs à la majorité des sites et peuvent être quantifiés permettant ainsi de caractériser l'évolution d'une installation de stockage, en particulier, en ce qui concerne les aspects biologiques, physico-chimiques, hydrauliques et géotechniques.

- Les matières biodégradables mises en décharge font l'objet d'une évolution biologique sous l'action des bactéries aérobies puis des bactéries anaérobies.
- En l'absence de dispositions particulières, l'eau qui s'écoule à travers la masse des déchets produit des lixiviats en se chargeant de substances chimiques ou biologiques.
- Des réactions chimiques ou physiques conduisent à la destruction partielle de la matière et à la solubilisation de certaines espèces ou à leur transformation en gaz.
- Les déchets stockés, et souvent les sols qui les entourent, sont constitués de matériaux hétérogènes sur le plan de leur qualité physique. Les casiers et les alvéoles subissent donc des tassements qui modifient leurs caractéristiques mécaniques et géotechniques.

I-3- LIXIVIATS

La production des déchets solides est en augmentation constante, suite à la croissance démographique et à l'intensification de l'activité économique [2]; les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques complexes. L'eau s'y infiltre et produit des lixiviats chargés de substances organiques ou minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et inorganique, en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés. Ces lixiviats constituent une source de contamination des milieux environnants s'ils ne sont pas collectés et traités [3].

I-3-1- Définition des Lixiviat

La législation européenne définit le lixiviat comme étant « tout liquide filtrant par percolation Des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci» (Art 2, (i) Directive européenne sur les décharges, adoptée le 27 avril 1999). Plus communément, le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension.



Figure I-1 : bassin de collecte du Lixiviat

I-3-2- Types des Lixiviats

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats ont été distingués.

I-3-2-1- Les lixiviats jeunes (< 5 ans)

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée [4] relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité $DBO_5/DCO > 0,3$) constituée principalement d'acides gras volatils. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g L^{-1}) du fait de leur pH relativement bas (< 6,5).

Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge [5].

I-3-2-2- Les lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent globalement à la phase méthanogène stable.

I-3-2-3- Les lixiviats stabilisés (> 10 ans)

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques (acides fulviques et humiques) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse 3000 mg L⁻¹) [4,6] qui sont réfractaires à la biodégradation (DBO₅/DCO < 0,1). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge.

Le tableau I-1 présente les principales caractéristiques des différents types de Lixiviats.

Tableau I-1: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [5]:

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	6,5 à 7,5	> 7,5
DCO (g L ⁻¹)	10 à 20	5 à 10	< 5
DBO ₅ /DCO (biodégradabilité)	> 0,5 bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
AGV* (% du COT)	> 70	5 à 30	< 5

AGV* : acides gras volatils.

En résumé, les lixiviats d'une vieille décharge sont donc globalement moins chargés que ceux d'une jeune décharge mais plus difficiles à traiter. Hormis l'évolution dans le temps, la composition des lixiviats dépend évidemment de la nature des déchets enfouis, de la présence ou l'absence de la matière organique fermentescible et des conditions climatiques conjuguées au mode d'exploitation du site.

I-3-3- Les phases d'évolution des lixiviats

Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes, ils sont de natures biologique et physico-chimique [4].

Les mécanismes physico-chimiques: l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets. Ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, de complexation, d'oxydoréduction, d'adsorption, de neutralisation et de transfert de matière.

Les processus biologiques: les processus biologiques aérobie et anaérobie jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats. En effet, les déchets enfouis servent de substrats aux micro-organismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation

de la fraction organique fermentescible. Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires.

Il en résulte alors une modification des conditions du milieu (pH, température, potentiel d'oxydoréduction) [7].

Au cours de l'exploitation d'une décharge, on distingue cinq phases de décomposition des ordures ménagère [8].

❖ Phase aérobie

Au moment de la mise en place des déchets, l'oxygène présent est consommé (décomposition aérobie). L'activité des bactéries aérobies strictes permet la dégradation de la matière organique facilement dégradable et oxydable. A partir d'une modélisation obtenue sur le site de Montech, Aguilar et *al.* [9] estiment qu'en moyenne 5 à 15 % de la matière organique biodégradable est consommée.

De plus, cette phase est caractérisée par une élévation de la température entre 50 et 70 °C. Cette phase dure de quelques jours à quelques semaines.

❖ Phase de transition

Elle représente le passage progressif des conditions aérobies aux conditions anaérobies. Elle se caractérise par une chute du potentiel redox (le milieu devient réducteur) et une augmentation de la DCO (demande chimique en oxygène, proportionnelle à la concentration en matière organique) [10]. Elle dure de quelques jours à quelques semaines.

❖ Phase acétogénique

Cette phase peut s'étendre sur plusieurs années voire plusieurs décennies. Elle est caractérisée par la présence de bactéries dites " acétogènes" qui hydrolysent et transforment la matière organique par fermentation produisant des molécules simples et solubles (acides gras, ammoniacque) [11]. Les lixiviats produits durant cette période possèdent de fortes valeurs en DBO (demande biochimique en oxygène) et un pH acide. Ces propriétés agressives facilitent la dissolution d'autres composés tels que le fer, le manganèse, le zinc, le calcium et le magnésium [12].

❖ Phase méthanogénique

Cette étape de biodégradation de la matière organique correspond à la production de méthane (de l'ordre de 50 à 60 % en volume) et de dioxyde de carbone (teneurs comprises entre 40 et 60% en volume) à partir des produits organiques issus des étapes métaboliques précédentes, exceptée la formation de biogaz, le lixiviat présente une faible DCO représentative d'une matière organique

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

difficilement biodégradable (Figure I-2). La méthanogénèse est assurée par les bactéries méthanogènes qui sont des bactéries anaérobies strictes très particulières du point de vue structurel et physiologique et qui font partie de la classe des *Archaeobactéries* [13]. Elles ne sont capables de consommer qu'un nombre restreint de substrats organiques nécessaires pour leur croissance et leur développement tels que le formate, l'acétate et le méthylamine. Au cours de cette étape, la concentration en acide acétique (substrat principal de la méthanogénèse) diminue rapidement conduisant à une augmentation des valeurs de pH [14] (Figure I-2).

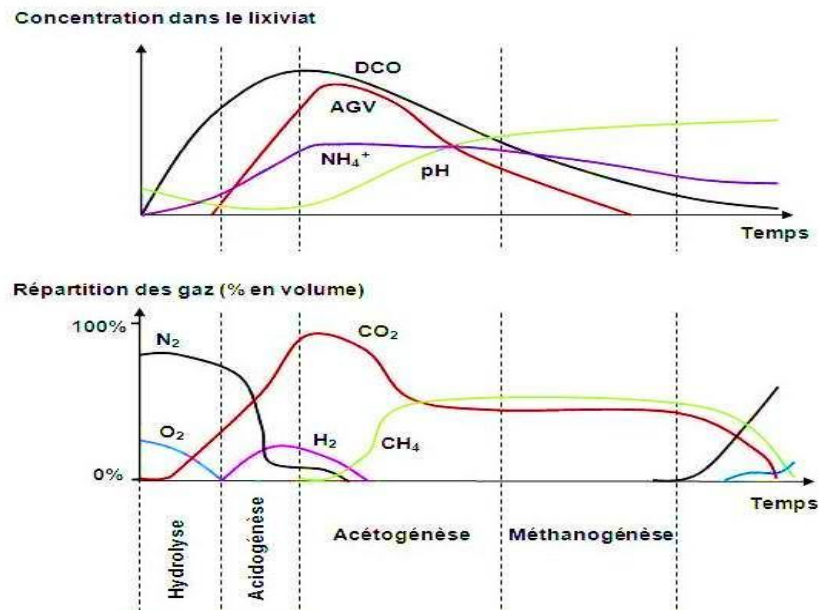


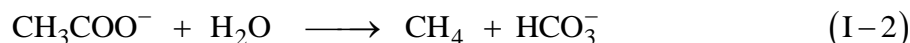
Figure I-2: Évolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation Des déchets [15,16].

Il existe deux voies métaboliques de production du méthane [17]:

- La réduction du dioxyde de carbone, des bicarbonates ou carbonates (respiration anaérobie) en méthane (en présence de dihydrogène) par les bactéries méthanogènes selon la réaction suivante (Figure I-3):



- La production de méthane à partir de l'acétate (acétoclastie) (Figure I-2) :



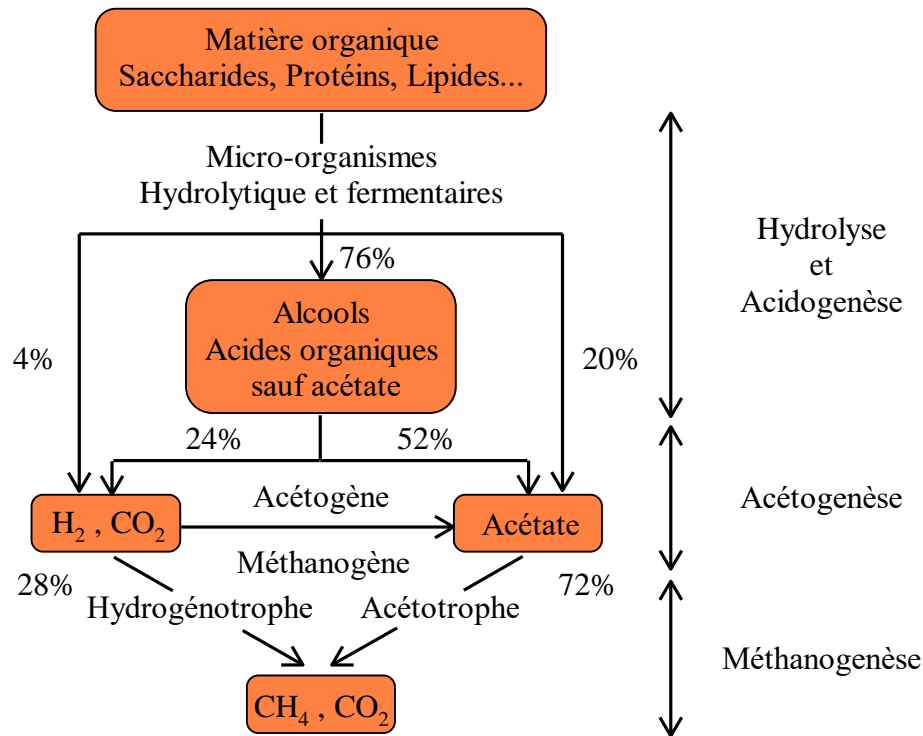


Figure I-3: Processus de méthanisation [18].

❖ Phase de maturation

C'est la phase finale de maturation et de stabilisation de la matière organique, elle s'accompagne d'une chute de la production gazeuse. Cette phase est aussi marquée par une entrée progressive d'air au sein du milieu. La matière organique relarguée est en grande partie représentée par de la DCO dure. L'oxydation par l'air au sein du massif peut entraîner le relargage des métaux lourds fortement retenus aux composés organiques ou à des espèces réduites (sulfures).

I-3-4- Composition des lixiviats

Les compositions chimiques et biochimiques des lixiviats sont non seulement très diverses mais aussi variables dans le temps et dans l'espace.

Pronost et Matejka [19] relèvent classiquement quatre types de polluants:

- La matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, exprimée généralement en DCO (les AGV, les substances humiques et fulviques...);
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...);
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites... [20];
- Les cations de métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) ou organiques (macromolécules de type humique et fulvique).

D'autre part, les lixiviats peuvent aussi contenir certains micro-organismes pathogènes [21]. Plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours des nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges [22,23].

La composition globale des lixiviats est le plus fréquemment déterminée grâce à des analyses physico-chimiques. La qualité physico-chimique dépend de nombreux facteurs qui sont cités dans les paragraphes précédents.

Étant donnée la synergie de l'ensemble des facteurs mentionnés ci-dessus, il est difficile de prédire la composition moyenne d'un lixiviat d'un site donné.

I-3-4-1- Types de polluants présents dans les lixiviats

❖ Acides gras

Les acides gras sont d'importants constituants du monde animal et végétal. Ils se répartissent en grandes familles selon le nombre de double liaisons éthyléniques qu'ils possèdent : les acides gras saturés (aucune double liaison) ramifiés ou non, monoinsaturés (une seule double liaison) et polyinsaturés (au moins deux doubles liaisons).

❖ Composés ligno-cellulosiques

Les composés ligno-cellulosiques (cellulose, hémicelluloses et lignine) retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés [24]. Leur présence est un très bon indicateur du règne végétal.

❖ Composés associés aux matières plastiques

Les matières plastiques se définissent comme le mélange d'un polymère (ou résine) et de divers additifs donnant un produit fini. Les déchets ménagers se composent d'environ 11% (poids humide) de matières plastiques particulièrement réfractaires à la dégradation en décharge [24]. Cependant, l'appauvrissement en substrats et le lessivage permanent des déchets permettent tout de même la libération de certains constituants de ces matières. Les plastifiants et les stabilisants sont les principaux composés ajoutés aux résines pour leur conférer diverses propriétés chimiques, physiques et mécaniques. Néanmoins, le simple greffage de ces additifs sur la structure du polymère les rend potentiellement mobilisables et fait d'eux des polluants. Ces additifs peuvent donc être présents aussi dans les eaux naturelles. De la même manière, les lixiviats de décharges peuvent capter ces composés en lessivant les déchets.

▪ Les plastifiants

Les plastifiants sont des esters organiques ajoutés aux polymères afin d'accroître la flexibilité et la robustesse du produit final par une modification interne de la molécule du polymère. Les principaux plastifiants utilisés sont les esters d'acides dicarboxyliques de haut point d'ébullition appelés "*phtalates*".

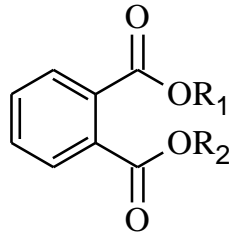


Figure I-4: Structure chimique générale des phtalates

Parmi les phtalates qui sont largement utilisés dans les industries de plastique on cite:

- Le débutylphtalate (DBP)
- Le butylbenzylphtalate (BBP)
- Le di-(2-éthylhexyle) phtalate (DEHP)

▪ Les stabilisants

Les stabilisants sont des additifs introduits dans les matières plastiques, ils assurent une protection contre l'altération des matériaux provoquée par la chaleur, l'oxydation ou les rayonnements solaires. Lors de la mise en forme, de l'entreposage ou du vieillissement, la plupart des polymères subissent une certaine dégradation que les antioxydants peuvent empêcher ou retarder. Le principal stabilisant qu'on trouve dans les lixiviats est le bisphénol A [25].

❖ Les phénols

Les phénols sont principalement utilisés en tant qu'intermédiaires:

- Dans l'industrie des matières plastiques (résines phénoliques, bisphénol A...).
- Pour la fabrication de plastifiants, d'adhésifs, de durcisseurs, de dissolvants et d'isolants.

Ils sont également utilisés dans une moindre mesure en tant que composant dans les cosmétiques et les médicaments.

Les phénols ont été identifiés dans plusieurs lixiviats [23, 26,27].

❖ Les pesticides

Les pesticides sont utilisés en quantité considérable depuis plus d'un demi-siècle par l'agriculture intensive. On retrouve des résidus de pesticides partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, le 2,6- dichlorobenzamide, l'atrazine... [23].

❖ Les métaux lourds

Plusieurs métaux lourds ont été identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme le Mg, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni et le Zn. Les métaux lourds existants dans les déchets migrent pendant plusieurs années dans les décharges [28]. Cette capacité de migration peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique ainsi que la matière colloïdale existante dans les lixiviats [29,30].

Le tableau de l'annexe 1 établit une liste des principaux composés détectés par différents auteurs et rapporte les concentrations correspondantes. Les polluants sont classés par famille. C'est le résultat d'une compilation de données réalisée à partir de 27 publications internationales faisant état de lixiviats de décharges situées principalement en Europe et aux Etats-Unis et couvrant une période allant de 1977 à 2000 [31]. Ces décharges sont majoritairement des décharges d'ordures ménagères.

I-3-5- Gestion des lixiviats

La gestion des lixiviats consiste à les collecter, les stocker et les traiter. Toutes les eaux météoriques, de surface, de lavage, feront l'objet d'une collecte spécifique par la réalisation de fossés drainant. Les lixiviats de fond de casiers seront drainés et récupérés dans des bassins de prétraitement dans les parties aval du CET écoulement gravitaires. Et ils ne sont pas abandonnés dans la nature que lorsqu'ils respectent les valeurs suivantes, fixées réglementairement [32].

Dans le cas contraire, les lixiviats sont traités dans une station d'épuration urbaine quand un raccordement est possible.

Les points de rejets dans le milieu naturel sont réduits en nombre pour être surveillés par l'exploitant quand ils ne transitent pas par une station d'épuration.

Si nous prenons l'exemple des déchets ménagers de la ville d'Alger d'un caractère organique prédominant et qui sont enfouis dans une zone bénéficiant d'un climat méditerranéen caractérisé par des pluies abondantes et parfois diluviennes, il en résulte sans doute un flux de lixiviats considérablement important en qualité et en quantité. Ce flux ne doit pas être rejeté dans le milieu naturel s'il ne respecte pas les valeurs limites fixées dans le décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 portées au Tableau I-2.

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

Tableau I-2: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides [33]

Paramètres	Unités	Valeurs limites
Température	°C	30
pH	-	6,5 – 8,5
MES	mg/L	35
Azote kjeldahl	mg/L	30
Phosphore total	mg/L	10
DCO	mg/L	120
DBO ₅	mg/L	35
Aluminium	mg/L	3
Substances toxiques	mg/L	0,005
Cyanures	mg/L	0,1
Fluor et composés	mg/L	15
Indice de phénols	mg/L	0,3
Hydrocarbures	mg/L	10
Huiles et graisses	mg/L	20
Cadmium	mg/L	0,2
Cuivre total	mg/L	0,5
Mercure total	mg/L	0,01
Plomb total	mg/L	0,5
Chrome total	mg/L	0,5
Etain total	mg/L	2
Manganèse	mg/L	1
Nickel total	mg/L	0,5
Zinc total	mg/L	3
Fer	mg/L	3
Composés organiques chlorés	mg/L	5

I-3-6- Gestion du biogaz

Une gestion contrôlée du biogaz consiste à empêcher sa diffusion sur toute la surface d'un CET, à le pomper puis à l'analyser pour voir s'il est valorisable ; le cas échéant, ce gaz doit être détruit en torchère avec une température supérieure à 900°C pendant au moins 2 ou 3 secondes [34].

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

Les installations de valorisation, de destruction ou de stockage de biogaz sont conçues et exploitées afin de limiter les nuisances, risques et pollutions due à leur fonctionnement. Le biogaz peut être traité par combustion dans une torchère (installation de traitement du biogaz par combustion à l'air) ou valorisé de quatre manières :

- Tout d'abord, après épuration, il peut être injecté dans le réseau de gaz naturel. Cependant, ce système pose problème à cause de la présence entre autre de mercure et de chlore.
- Ensuite, il est possible de le transformer en électricité après combustion dans un moteur thermique ou dans des turbines à gaz.
 - Le biogaz permet aussi la production de chaleur après combustion dans des chaudières.
 - Enfin, il est utilisé comme carburant pour véhicule après épuration [32].

I-3-7- Analyse des lixiviats

Divers types d'analyses peuvent être réalisés sur les lixiviats récoltés. Certaines mesures sont réalisées, directement au moment du prélèvement pour éviter l'évolution des échantillons; c'est le cas du pH, de l'oxygène dissous, la température et de la conductivité. Les échantillons sont ensuite acheminés au laboratoire où ils sont l'objet des analyses courantes pour les effluents liquides.

I-3-7-1- Le pH et la conductivité

Le pH des solutions a été mesuré sous agitation magnétique à l'aide d'un pH mètre muni d'une électrode de verre combinée Ag/AgCl. L'étalonnage est effectué à l'aide de tampons de pH 4 et 7 à 20°C. La précision sur la mesure donnée par le constructeur est de $\pm 0,1$ unité pH.

La conductivité a été mesurée à l'aide d'un conductimètre. Mesure intégrée de la température permet une compensation automatique de la valeur de la conductivité en fonction de la température de la solution [35].

I-3-7-2- L'humidité

Elle est basée sur la différence de poids de la prise d'essai avant et après séchage à 103°C. La teneur en matière sèche est calculée à partir de l'humidité [36].

I-3-7-3- La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique biodégradable ou non d'une eau à l'aide d'un oxydant fort, le dichromate de potassium sous des conditions données [37].

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

I-3-7-4- La Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅)

La DBO exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau, par le développement de micro-organismes, dans des conditions données [37]. Le rapport DBO₅/DCO des différents lixiviats est calculé dans le but de déterminer le caractère biodégradable des molécules et de suivre cette biodégradabilité au cours du temps [35].

I-3-7-5- L'analyse des sels nutritifs

a) Azote ammoniacal (NH₄⁺)

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Les teneurs varient entre 70,7 et 194 mg/L en période de pluie et entre 237,5 et 916,4 mg/L en période sèche [38].

b) Nitrates (NO₃⁻) et nitrites (NO₂⁻)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. La concentration maximale admise par l'OMS (1980) qui est de 50 mg/L, Les nitrites proviennent, soit d'une réduction des nitrates, soit d'une oxydation incomplète des ions ammonium [39].

I-3-7-6- Analyse de Carbone Organique total

La détermination précise du Carbone Organique Total (COT) et du Carbone Organique Dissous (COD) revêt une grande importance dans la compréhension des rôles géochimiques, environnementaux et écologiques de la matière organique en milieu aqueux [40]. .A cause de sa grande diversité, le carbone organique est susceptible d'être oxydé par les procédés chimiques ou biologiques. Le dosage du COT se révèle être très adapté dans le cas où une partie de ce carbone échappe à ses mesures chimiques ou biologiques. La valeur du COT détermine complètement les composés difficilement oxydables chimiquement et non biodégradables qui sont d'une grande importance pour l'évaluation de la pollution de l'eau et des effluents. Pour déterminer la teneur en carbone total, les molécules organiques doivent être converties en une forme moléculaire susceptible d'être mesurée quantitativement. Cette forme moléculaire est le CO₂.

I-3-7-7- Analyse des métaux par spectrométrie d'absorption atomique de flamme

Les métaux de lixiviat (Fe, Pb, Hg et Cu) ont été déterminés par spectrophotométrie d'absorption atomique après une digestion préliminaire avec HNO₃-H₂SO₄ selon la méthode décrite dans Standard méthode (3030 G. Nitrique Acide-Sulfurique Acide Digestion).

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

Le principe consiste en une digestion de l'échantillon par les acides $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$ à haute température (200°C) jusqu'à décoloration du minéralisât. Après refroidissement celui-ci est filtré deux fois. La concentration des métaux dans les échantillons a été déterminée par spectrophotométrie d'absorption atomique [36].

I-3-8- Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine

Suite au dépôt dans une décharge, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques complexes. L'eau s'y infiltre et produit des lixiviats et du biogaz chargés en substances organiques ou minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et métallique en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés et avec leurs composants anthropiques qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel.

Sur les sites de décharges on rencontre essentiellement trois types de pollution : pollution par les matières organiques et/ou minérales, pollution par les métaux lourds et pollution par les microorganismes [41].

❖ Pollution par les matières organiques et minérales

La composition des lixiviats est une photographie de l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation, Christensen et *al.* [38], en étudiant plusieurs sites, ont défini les fourchettes de fluctuations de la composition physico-chimique des lixiviats d'ordures ménagères. La fraction minérale des lixiviats est essentiellement constituée de chlorures, sulfates, bicarbonates, potassium, sodium et ammonium. La partie organique est liée à l'âge des déchets. La matière organique peut se retrouver dans les eaux de surface et souterraines quand les conditions minimales d'enfouissement de déchets ne sont pas respectées. Cependant, même si dans certaines décharges on assiste à la mise en place des géomembranes, la durée de vie de ces matériaux est mal connue vu qu'ils sont soumis à l'agressivité chimique des lixiviats. Une éventuelle fuite dans ces membranes peut occasionner la contamination de la nappe.

❖ Pollution par les métaux lourds

La migration des métaux lourds dans les sols (à partir de décharge des déchets suite à lixiviation) et leur infiltration vers les eaux souterraines met en jeu un grand nombre de phénomènes: solubilisation à pH acide, complexation par la matière organique de type humique, précipitation à pH basique, rétention des matières en suspension sur des particules de sol, adsorption des ions ou des molécules à la surface des grains de matrice poreuse, phénomène d'échange d'ions... [42].

Chapitre I: Généralités sur lixiviats des CET

❖ Pollution par les microorganismes

L'effectif bactérien dans le lixiviat brut oscille entre $0,04 \times 10^6$ et $0,34 \times 10^6$ bactéries mL^{-1} et la biomasse bactérienne varie entre 8,78 et 77,51 $\mu\text{g C L}^{-1}$. Plusieurs maladies hydriques sont causées par la consommation des eaux contaminées par les lixiviats qui contiennent des microorganismes pathogènes. Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus vastes, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues, (salmonelle, choléra, shigellose) [41].

D'après une étude toxicologique officielle conduite dans 56 décharges de déchets municipaux au Cameroun (Bamenda et Yaoundé), 133 produits chimiques toxiques (dont 32 causent le cancer, 10 causent des malformations et 21 causes des endommagements génétiques) ont été mis en évidence comparés à 72 produits dans les décharges de déchets industriels [43].

CHAPITRE II: L'ÉLECTROCOAGULATION

Introduction

L'aspect non polluant et les facilités d'automatisation que l'électricité apporte, devraient permettre un développement significatif des techniques électrochimique de traitement dans les prochaines années.

De nombreuses techniques utilisant directement ou indirectement, l'énergie électrique se sont déjà développées. D'autres méthodes à l'échelle laboratoire sont encours d'études, et apportent des résultats pertinents dans le domaine de l'environnement en général, et plus particulièrement dans le traitement des effluents. Les effets directs de l'électricité ne sont, en général, sensibles, que sur les impuretés de faibles dimensions : ions ou petites molécules, les produits chimiques et colloïdaux en solution, les pollutions biologiques... Par effet indirect, c'est-à-dire par génération électrolytique d'un produit traitant, il est possible d'agir sur d'autres particules telles que les grosses molécules, les matières en suspension et les bactéries.

II- L'Électrocoagulation (EC)

II-1- Historique du procédé

L'électrocoagulation (EC) est une technique de traitement développée avant le 20ème siècle. Un pilote a été construit à Londres en 1889 pour traiter de l'eau de mer par électrolyse.

Une demande de licence a été déposée par A.E. Dietrich en 1906 pour le traitement des eaux usées de manufactures.

En 1909, J.T. Harries reçut une licence des USA pour le traitement des eaux usées par des électrodes de fer et d'aluminium [44].

En 1940, Matteson et al décrivait un « coagulateur électronique » qui consistait à faire dissoudre une anode en aluminium pour ensuite former avec les hydroxydes produits à la cathode, des hydroxydes d'aluminium qui flocculent et coagulent en entraînant les matières en suspensions et purifient l'eau [45].

Un procédé similaire a été développé en Grande Bretagne pour traiter les eaux de rivière par des électrodes de fer.

L'EC a été utilisée pendant toutes ces années sans véritablement connaître un succès et sans qu'elle ne soit acceptée par les populations et les industriels. Cependant, ces dernières années, on constate un regain d'intérêt, et son utilisation s'est accrue et bon nombre d'industriels font appel à elle pour le traitement de leur effluent. La technologie a été optimisée pour minimiser la consommation énergétique et pour augmenter l'efficacité du traitement. Son efficacité a été démontrée sur divers polluants. Il est efficace dans le traitement des métaux lourds tels que Pb, Cd,

Chapitre II: L'Électrocoagulation

Cr et As ; les métaux tels que Mn, Cu, Zn, Ni, Al, Fe, Sn, Mg, Se, Mo, Ca et Pt ; également des anions tels que CN^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , F^- et Cl^- ; les non métaux tels que le phosphore et des composés organiques, Hydrocarbures Totales de Pétrole (TPH), Toluène, Benzène et Xylène (TBX), Methyl tert-butyl ether (MTBE), DBO, MES, Minéraux, colorants organiques, huiles et graisses tous des effluents industriels variés [45].

II-2- Principe de l'EC

L'électrocoagulation est une méthode de traitement des eaux basée sur la dissolution électrochimique d'un métal sacrificiel qui, une fois dans l'effluent et moyennant les autres réactions connexes telle que l'électrolyse de l'eau, donne des complexes d'hydroxydes métalliques qui vont assurer l'adsorption puis la floculation des particules et des composés polluants dissous.

Elle est considérée comme un procédé complexe avec une multitude de mécanismes synergiques concourant au traitement de la pollution. Ont pu identifier trois catégories de mécanismes en électrocoagulation [46]:

- les phénomènes électrochimiques,
- la coagulation et
- l'hydrodynamique.

L'action directe d'un champ électrique sur une eau résiduaire permet de créer des conditions d'une bonne coagulation-floculation [47]. En effet le champ électrique permet de créer, d'une part, un gradient de vitesse affectant toutes les particules chargées notamment les ions et les colloïdes facilitant ainsi leur rencontre [44], d'autre part, en utilisant les anodes de fer et d'aluminium, on arrive à faire passer en solution des quantités contrôlables d'ions métalliques indispensables à la création de floccs de taille suffisante.

La séparation de la masse aqueuse est réalisée par flottation ou par décantation. On résume ce processus comme suit [48]:

- a) La formation des coagulants par l'oxydation électrolytique de métaux sacrificiels
- b) La déstabilisation des contaminants, des polluants, des matières en suspension et la cassure des émulsions
- c) L'agrégation des phases déstabilisées pour former les floccs.

Cette dernière étape peut être résumée par les sous étapes suivantes :

- Présence forte de la double couche diffuse autour des espèces chargées obtenues grâce aux interactions des ions métalliques provenant de la dissolution de l'anode sacrificielle ;
- Neutralisation des espèces ioniques présentes dans l'eau par les cations ;

Chapitre II: L'Électrocoagulation

- Formation de floccs comme le résultat de l'agglomération des particules et des colloïdes autour des espèces coagulées.

Le procédé d'électrocoagulation peut être utilisé seul ou en série avec d'autres procédés dans une chaîne de traitement des eaux.

II-3- Les différents matériaux utilisés pour les électrodes

Les électrodes les plus couramment utilisées sont celles en fer et en aluminium. Cependant des essais ont été conduits sur d'autres types d'électrode. Le tableau suivant illustre quelques couples d'anode/cathode qui sont utilisés en électrocoagulation.

Tableau II-1: Matériaux d'électrodes utilisés en EC [49]

Electrodes utilisées
Anode en plomb et cathode en acier inox
Titane/Platine et Ti/Pt/Ir
Al et Mn
Fe/Fe
Fe/Al ou Al/Fe
Ti/acier
Comparaison Al et Fe
Al/Al
Al/Cu et Fe/Cu
Al/Sn
Zn/Ni

II-4- Les réactions aux électrodes: rendement Faradique

L'effluent va passer à l'intérieur d'une cellule formée d'un ou plusieurs couples d'électrodes entre lesquelles existe un courant électrique qui va créer des réactions électrochimiques.

A l'anode :

On a l'oxydation et le métal va passer de l'état solide à l'état ionique selon la réaction :



L'aluminium se dissout suivant:



Chapitre II: L'Électrocoagulation

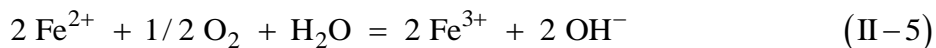
Du fait du potentiel standard très négatif du couple Al/Al³⁺, l'aluminium réagit avec l'eau en présence d'anions tels que les chlorures.



La dissolution du fer se fait à travers la réaction suivante:



Les ions ferreux précipitent sous forme de Fe(OH)₂ à un pH supérieur à 6. Cependant, les ions ferreux sont instables dans un environnement contenant de l'oxygène comme en présence d'oxygène dissout dans l'eau [50].



Les ions ferriques à des niveaux variés d'hydratation forment dans l'effluent les hydroxydes ferriques qui sont responsables des flocs bruns qui précipitent. Même s'il est souvent ressorti que les hydroxydes ferriques favorisent le traitement, plusieurs autres hydroxydes et oxydes sont souvent cités [51,52].

L'électrolyse de l'eau se produit à la cathode et à l'anode. Dans le cas d'un milieu acide, on a les réactions suivantes:



Les cations métalliques forment des complexes avec les ions hydroxydes. L'espèce majoritaire dépend du pH du milieu.

Dans le cas de l'aluminium, on trouve une multitude de complexes anioniques et cationiques [53]:

- Les monocomplexes : Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺, Al(OH)₄⁻
- Les polycomplexes: Al₂(OH)₂⁴⁺, Al₂(OH)₅⁺, Al₆(OH)₁₅³⁺, Al₁₃(OH)₃₄⁵⁺
- Les espèces amorphes et très peu solubles telles que Al(OH)₃, Al₂O₃

On rappelle que les flocs polymérisent et n Al(OH)₃ donnent Al_n(OH)_{3n} [54].

Dans le cas du fer, on a les complexes tels que FeOH²⁺, Fe(OH)₂⁺, Fe(OH)₂, Fe(OH)₃, Fe(OH)₄⁻ et FeO(OH), Fe₂(OH)₂⁴⁺, Fe₂(OH)₄²⁺ [55].

Les complexes s'adsorbent sur les particules et annulent aussi leurs charges colloïdales, ce qui conduit à déstabiliser l'émulsion. Cela se passe de cette manière dans le cas de la coagulation chimique. On note les différences au niveau de la source de coagulant chimique et électrochimique et au niveau de la présence du champ électrique dans le cas de l'électrocoagulation qui facilite la migration des espèces.

A la cathode, la réduction de l'eau conduit à la formation d'hydrogène dont le dégagement permet la flottation des particules floculées. La taille des microbulles est assez faible et estimée entre 20 et 30 micromètres. Ces bulles empêchent ou réduisent la formation des dépôts sur la cathode et donc augmentent le rendement de l'EC quel que soit le type d'électrode utilisé.

Dans le cas des électrodes en fer, l'oxydation de l'eau à l'anode par la formation d'oxygène contribue à oxyder les ions ferreux en ferriques pour rendre efficace la flottation [56].

Le rendement faradique très supérieur à l'unité lorsque les électrodes d'aluminium sont utilisées peut s'expliquer par l'oxydation chimique de l'aluminium par les ions OH^- produits selon [57,58] ou bien par la présence de Cl^- qui réduit la passivation de l'aluminium [58].

II-5- Les différents types d'électrodes et de connexions électriques

Plusieurs technologies d'électrocoagulation existent. Les cellules électrochimiques peuvent être montées en série ou en parallèle seules ou associées à d'autres types de procédés tels que les méthodes biologiques, les filtres presses, des décanteurs ou d'autres méthodes physiques de traitement.

Au laboratoire ou en industrie, on trouve diverses géométries de plaques telles que les plaques planes, cylindriques, des lits fixes de billes sphériques, et des électrodes rotatives. Les électrodes planes offrent un montage et un nettoyage faciles des plaques surtout lorsque la dimension du réacteur atteint une certaine taille.

On distingue trois modes de connexion électrique: le mode monopolaire en série, le mode bipolaire série et le mode monopolaire en parallèle. La différence entre les trois modes se trouve dans la connexion entre les électrodes qui entraîne une différence des expressions des tensions et des intensités de courant dans les cellules.

- La connexion monopolaire en série montre que l'utilisation de n électrodes présente $n/2$ résistances (chacune définie par l'ensemble anode, électrolyte et cathode) en série. Si le générateur fournit une tension U et une intensité I , chaque résistance est traversée par un courant I et soumise à une tension $U/2n$.
- La connexion bipolaire série présente des caractéristiques qui se rapprochent de la précédente connexion. Le même courant I passe à travers les résistances qui sont soumises à la tension $U/n-1$. On remarque toutefois une différence dans le nombre de résistances. Pour n électrodes, il y a $(n-1)$ résistances.
- Pour le mode de connexion monopolaire parallèle, on a n électrodes qui donnent $n-1$ résistances montées en parallèles. Dans le cas où le générateur fournit une tension U et une intensité I ,

Chapitre II: L'Électrocoagulation

Les cellules sont soumises à la même tension U . L'intensité qui passe à travers chaque résistance vaut $I/n-1$.

II-6- Principales lois de l'électrolyse

Le procédé d'électrocoagulation met en œuvre plusieurs types de phénomènes tels que les réactions chimiques inter-ioniques, les réactions électrochimiques d'oxydoréduction, les phénomènes physiques de transfert de charge à l'interface électrode solution, les adsorptions physiques ou chimiques entre hydroxydes et polluants et adsorption chimique entre les ions métalliques et la pollution, l'hydrodynamique dans l'espace inter électrodes, les interactions gaz-liquide plus précisément entre les gaz produits et la solution.

La compréhension de tous ces phénomènes est indispensable pour la maîtrise et l'optimisation du procédé. Cela se fait par la maîtrise d'un certain nombre de lois:

- La loi de Faraday
- L'expression de la tension de cellule
- Energie consommée et rendements d'électrolyse

II-6-1- La loi de Faraday

La quantité de matière produite ou consommée lors d'une réaction électrochimique se calcule par la loi de Faraday et est fonction de la durée de l'opération Δt et de l'intensité du courant I .

$$m = \frac{I \Delta t \cdot M}{\nu e \cdot F} \quad (\text{II-8})$$

Où M est la masse molaire de l'espèce considérée. Cette relation (I-10) suppose que les électrons échangés ont servi effectivement à la réaction considérée.

Une partie de l'énergie imposée peut être utilisée par des réactions secondaires, d'où la notion de rendement faradique. Il se détermine par le rapport de la quantité théorique d'électricité nécessaire pour produire ou consommer une mole de B sur la quantité d'électricité réellement consommée ou produite.

Soit la réaction suivante:



Le rendement faradique est donné par:

$$\Phi = \frac{\nu e \cdot F}{Q} \frac{m_B}{M_B} \quad (\text{II-10})$$

Avec, Q la charge électrique et m_B la masse de l'espèce B formée.

Chapitre II: L'Électrocoagulation

II-6-2- La tension de la cellule

Lorsque le courant circule dans une cellule électrochimique, il en résulte une augmentation de la tension. Cette tension se décompose en plusieurs éléments (figure II-1):

- Le potentiel d'équilibre réversible de l'anode, $E_{0,a}$
- La surtension d'activation à l'anode, η_{Aa} , qui est fonction de la densité de courant
- La surtension de diffusion à l'anode, η_{Da} , résultant de la différence de concentration de l'espèce A entre l'anode et l'électrolyte, par la relative lenteur des phénomènes de diffusion-convection
- La chute ohmique dans la masse de la solution, qui transforme une partie de l'énergie électrique fournie en chaleur par effet Joule.
- La surtension de diffusion à la cathode η_{Dc} , générée par le gradient de concentration au voisinage de la cathode.
- La surtension d'activation η_{Ac} de la réaction électrochimique se produisant à la cathode
- Le potentiel d'équilibre réversible de la cathode, $E_{0,c}$.

La tension appliquée est ainsi donnée par l'équation suivante:

$$U_c = E_a - E_c + \eta_{Aa} + \eta_{Da} + |\eta_{Dc}| + |\eta_{Ac}| + R_s \cdot I \quad (\text{II-11})$$

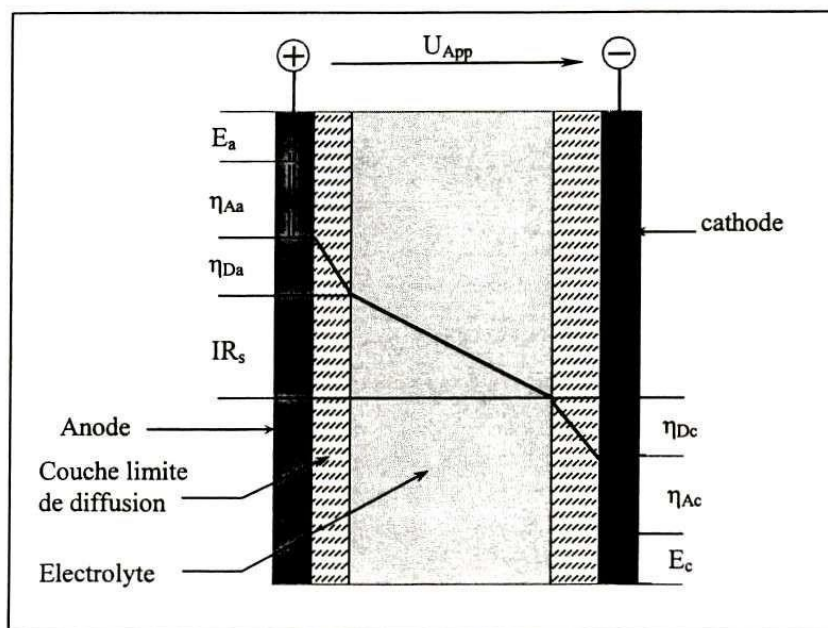


Figure II-1: Décomposition de la tension de cellule [58]

Chapitre II: L'Électrocoagulation

R_s est la résistance ohmique de l'électrolyte. Dans notre dispositif où les électrodes planes sont placées en parallèle et vis-à-vis à une distance d l'une de l'autre, on a:

$$R_s = \frac{d}{A \cdot \kappa} \quad (\text{II-12})$$

Avec A qui représente la surface géométrique d'une face d'électrode et κ la conductivité de l'électrolyte.

II-6-3- Energie et rendement d'électrolyse

En plus du rendement faradique, on définit aussi un rendement par rapport à l'énergie consommée lors de la formation d'une mole de B. Ce rendement est défini par le rapport entre l'énergie théorique nécessaire à la formation d'une mole de B et l'énergie réellement consommée pendant l'électrolyse.

Ce rendement d'électrolyse peut se simplifier à:

$$\Phi_E = \Phi \frac{U_0^0}{U_c} \quad (\text{II-13})$$

Avec Φ le rendement faradique, U_0^0 la différence de potentiel standard de la réaction anodique ou cathodique et U_c la tension réelle de la cellule.

La différence de potentiel est proportionnelle à l'opposé de la somme des variations d'enthalpie libre des processus anodiques et cathodiques ΔG ce qui donne la relation suivante du rendement d'électrolyse :

$$\Phi_E = \frac{-\Delta G}{\nu F \cdot U_c} \Phi \quad (\text{II-14})$$

Le facteur $\left(\frac{-\Delta G}{\nu F \cdot U_c} \right)$ correspond à un rendement en tension $\left(\frac{U_0^0}{U_c} \right)$.

L'énergie électrique consommée, exprimée en Watt heure ou en Joule, s'exprime en fonction de la tension réelle U_c , de l'intensité I et de la période considérée Δt :

$$W = U_c \cdot I \cdot \Delta t \quad (\text{II-15})$$

II-7- Paramètres influençant le processus d'électrocoagulation

Chapitre II: L'Électrocoagulation

II-7-1- Le pH

Le pH de la solution détermine la spécification des ions métalliques. Le pH influence l'état des espèces en solution et la solubilité des produits formés. Ainsi le pH de la solution affecte le rendement global et l'efficacité de l'électrocoagulation. Le pH de la solution peut être aisément change. Un pH optimal semble exister pour un polluant donné [59].

II-7-2- La conductivité

La conductivité de l'électrolyte a aussi un impact sur le procédé d'EC, si elle est trop faible la résistance de l'eau au passage de courant est forte, la consommation énergétique est très importante et sa température peut alors fortement augmenter. Pour ces différentes raisons, par analogie avec les exploitations d'installation d'électrocoagulation d'effluents industriels, l'ajout de chlorure de sodium est utilisé pour accroître la conductivité de la solution. L'ajout d'ions chlorure permet aussi d'éviter la passivation des électrodes. Le problème de conductivité constitue un inconvénient majeur au fonctionnement d'un procédé d'électrocoagulation [60].

II-7-3- Intensité du courant

L'intensité du courant imposée au système est un paramètre déterminant de l'efficacité de la technique à éliminer les polluants des eaux usées. En effet, cette intensité de courant appliquée permet d'une part, de contrôler la cinétique électrochimique de dissolution des électrodes anodiques et d'autre part de contrôler le dégagement de bulles d'hydrogène sur la cathode. L'intensité de courant appliquée dans un système d'EC détermine la quantité des ions Al^{3+} ou de Fe^{2+} libérée des électrodes. L'application d'un courant de faible intensité entraîne la production d'une faible quantité d'ions hydroxyde et le dégagement d'une faible quantité d'ions hydrogène au niveau de la cathode. Par contre, un courant plus élevé provoque une augmentation de la vitesse de la réaction d'où une consommation rapide des électrodes et une dépense énergétique plus importante. L'efficacité du courant pour la dissolution d'une électrode d'aluminium par exemple a été calculée en utilisant la loi de Faraday [61].

II-7-4- La distance entre électrodes

La distance inter-électrode peut également influencer la qualité du traitement. Cette distance peut varier selon le type d'eau à traiter et surtout selon sa conductivité. De plus, la distance entre les électrodes doit également tenir compte de l'encrassement possible et de la facilité à nettoyer le

système. Ce facteur est important lors de la mise à l'échelle industrielle d'une unité de traitement par électrocoagulation. La chute ohmique (liée à la résistance électrique) dans la solution électrolytique

Chapitre II: L'Électrocoagulation

est directement liée à la distance qui sépare les électrodes et à la conductivité de la solution. Elle est en grande partie responsable de la baisse de rendement énergétique des procédés électrolytiques. Il est possible de la diminuer en augmentant la concentration en électrolyte ou en rapprochant les électrodes. Il en est de même pour d'autres facteurs tels que l'état de surface des électrodes (lisse ou rugueuse) et le degré du mélange dans le réacteur d'électrolyse (agitation suffisante ou non) qui peuvent influencer la surtension de transfert ou d'activation. La surtension de transfert est un facteur déterminant dans l'appréciation des performances d'une électrode. Elle correspond en fait au travail nécessaire pour extraire (ou fixer) les électrons de la surface des électrodes [62].

II-7-5- Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation

a) Les avantages:

- L'EC présente un équipement simple et facile à utiliser, capable de résoudre la plupart des problèmes liés à la pollution des eaux.
- L'EC donne une eau agréable au goût, claire, sans couleur et inodore.
- Les ions produits électrochimiquement sont des bons coagulants.
- L'EC est une technique produisant moins de boues qui sont stables et faciles à sécher, car ces boues composées principalement d'oxydes/hydroxydes métalliques.
- Les floccs formés par EC sont semblables aux floccs formés par coagulation chimique, sauf que les floccs d'EC tendent à être plus grands, contiennent moins d'eau liée, plus stables, et peuvent donc être séparés plus rapidement par flottation- filtration.
- Le procédé d'EC a l'avantage d'éliminer les plus petites particules colloïdales, en appliquant un champ électrique les place dans un mouvement plus rapide, facilitant de ce fait la coagulation.
- Vis-à-vis de la coagulation, l'EC évite l'utilisation des produits chimiques, de ce fait aucune possibilité de pollution secondaire provoquée par ces produits ajoutés à des concentrations élevées.
- Les bulles de gaz produites pendant l'électrolyse peuvent porter les floccs au-dessus de la solution où ils peuvent être concentrés, rassemblés et enlevés.
- Les processus électrolytiques dans la cellule d'EC sont commandés électriquement sans les pièces mobiles, de ce fait exigeant moins d'entretien [63].

b) Les Inconvénients:

- Les électrodes sacrificielles (solubles) ont besoin d'être régulièrement remplacées.

Chapitre II: L'Électrocoagulation

- L'EC n'est appropriée pour les solutions présentant une conductivité faible. L'utilisation de l'électricité peut être chère voire difficile dans certaines régions [63].

**CHAPITRE III:
COAGULATION-FLOCCULATION**

Introduction

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques. La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on pourra facilement éliminer par décantation.

Les particules en suspension dans une eau de surface proviennent de l'érosion du sol, de la dissolution de substances minérales et de la décomposition de la matière organique. A cet apport naturel, s'ajoutent les eaux d'égouts domestiques, industriels ou agricoles. En général, la turbidité est causée par des particules de matière inorganique, alors que la couleur est imputable aux particules de matière organique et aux hydroxydes de métaux. Entre ces particules il y a des forces de répulsion prédominantes qui empêchent leur agglomération

III- Coagulation floculation

La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes [64].

III-1- Coagulation

La coagulation consiste à ajouter une substance coagulante à la suspension sous l'effet d'une forte agitation, ce qui permettra une rapide diffusion de la substance dans tout le volume d'où l'augmentation de contact entre les particules colloïdales et les particules coagulantes.

L'ajout d'un réactif (coagulant) conduira au bout d'un certain temps à des réactions de neutralisation de charges électriques. L'utilisation de ces réactifs permet soit de précipiter certains composés soit de former un hydroxyde susceptible de fixer par adsorption les colloïdes présents dans le milieu et faciliter ainsi leur séparation [64].

Les coagulants principalement utilisés sont à base de sels d'aluminium tels que Al_2SO_4 ou de fer tels que $FeCl_3$ et $FeSO_4$ ces trois coagulants ont été couramment utilisés.

On peut également, dans certains cas, utiliser des produits de synthèse, tels que les polyélectrolytes cationiques ou naturels.

Le choix du coagulant se fait selon des considérations:

- Économiques (coût, quantité de boue générée, coût de valorisation des boues, etc.);
- Sécurité (effets indésirables sur l'homme);
- Capacités d'entreposages;

Chapitre III: Coagulation floculation

III-2- Floculation

Après avoir été déstabilisées par le coagulant, les particules colloïdales s'agglomèrent lorsqu'elles entrent en contact ; c'est la floculation. Le floc ainsi formé peut décanter, flotter ou filtrer.

L'expression de Smoluchowski permet de comprendre ce phénomène :

$$\ln \frac{N}{N_0} = -\frac{4}{\pi} \alpha \cdot \omega \cdot G \cdot t \quad (\text{III-1})$$

N et N_0 sont les nombres de colloïdales libre à l'instant t et t_0 .

α représente le facteur de fréquence de collision efficace.

La stratégie pour obtenir une bonne floculation se résume en une augmentation des facteurs : temps de contact t , du volume de particules ω et du gradient de vitesse G .

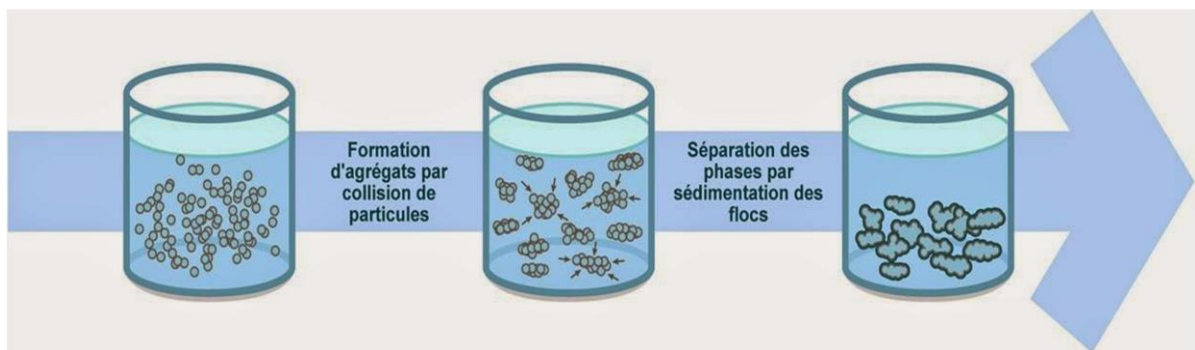


Figure III-1: La floculation

III-2-1- Les flocculants:

Ce sont des polymères à haut poids moléculaire présentant des groupes réactionnels de charge inverse de celle de la suspension à traiter.

On distingue des flocculant naturels et synthétiques :

- Les flocculant synthétiques sont très nombreux tels que les polyacrylamides.
- Les flocculant naturels, ceux de nature organique comme l'alginate, la pectine et le carraghénane extraient des algues et ceux de nature minérale telle que la bentonite, le charbon et le sable [64].

III-2-1-1- Flocculants synthétiques

- Les polyacrylamides

Au sens strict, le polyacrylamide est un polymère synthétique hydrosoluble formé à partir d'acrylamide. Ce monomère, également appelé propénamide 2, est un composé chimique de formule C_3H_5NO , qui se présente sous la forme d'un solide cristallin inodore et blanc, soluble dans l'eau.

Chapitre III: Coagulation floculation

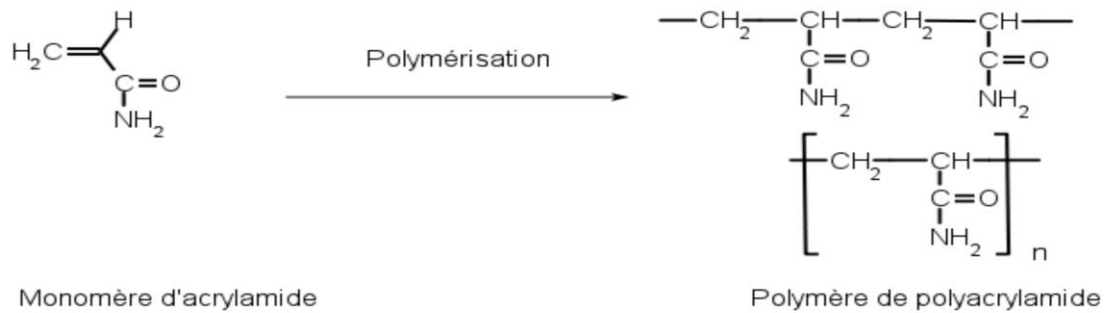


Figure III-2: Polyacrylamide

Le polyacrylamide est un polymère de haut poids moléculaire plus de 6 million d'unités monomère, de la famille des vinyles.

Ces polymères peuvent se lier à la matière particulaire, aux colloïdes de manière à accélérer leur décantation. Ainsi ils sont utilisés dans un nombre important d'applications (imperméabilisation des textiles et des papiers, pour stabiliser les sols, réduire l'érosion, augmenter l'infiltration de l'eau ou la croissance et le taux de rendement des cultures, ou dans la purification de l'eau potable) [65].

Le polyacrylamide peut toutefois contenir des résidus d'acrylamide ce qui leurs donne des propriétés toxique et très dangereux vis-à-vis de l'environnement faune et flore [65,66].

III-2-1-2- Flocculant naturels

a) Flocculant naturels organiques

❖ La pectine

La pectine désigne une substance organique sous forme de glucide d'origine végétale, issue des végétaux, dont le pouvoir gélifiant est très largement utilisé par l'industrie agroalimentaire et pharmaceutique. Présente en abondance dans les pommes (peau et pépins) et les zestes de groseille et agrumes, la pectine est également utilisée dans le domaine médical pour sa capacité à absorber des métaux lourds.

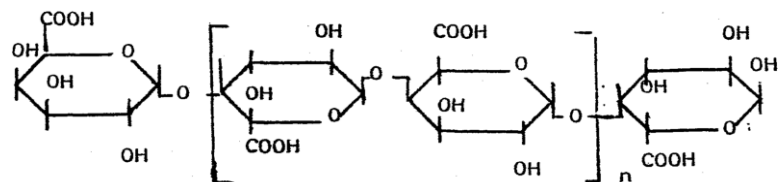


Figure III-3: Structure de la pectine

Chapitre III: Coagulation floculation

❖ Alginate de sodium

L'alginate de sodium ou polymannuronate sodique, de formule $(C_6H_7Na_{1/2}O_6)_n$, est un additif alimentaire (E401), utilisé dans les boissons, constitué d'alginate et de sodium. Il se présente sous forme de poudre blanche à blanc crème, inodore et sans saveur, très soluble dans l'eau. Il s'agit d'une longue molécule synthétisée à partir de l'acide alginique, extraite d'algues brunes, constituée d'unités glucidiques formant une chaîne.

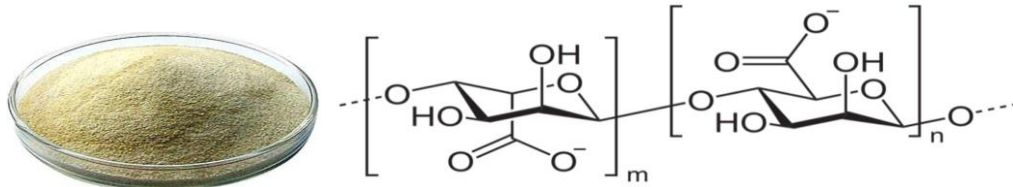


Figure III-4: Structure de l'alginate de sodium

❖ Carraghénane

Le carraghénane est un polymère anionique naturellement présent dans trois espèces d'algue rouge. Cette substance fait depuis longtemps l'objet d'utilisations chez l'homme et il est très largement employé par les industries alimentaires, pharmaceutiques et cosmétiques comme stabilisant et émulsifiant. En effet, ce sont des polysaccharides, ou plus précisément des galactanes.

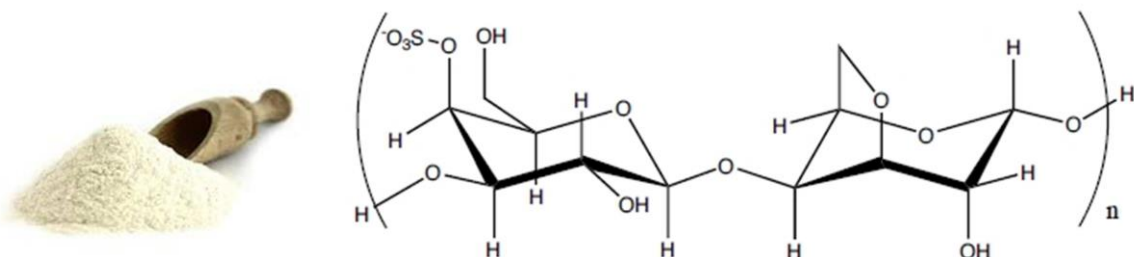


Figure III-5: Structure de le carraghénane

b) floculant naturels de nature minérale

❖ Charbon actif

Le charbon actif est un carbone microporeux inerte qui a subi un traitement pour augmenter sa surface. Il possède ainsi une très grande surface spécifique pouvant aller de 100 à 2000 $m^2 \cdot g^{-1}$ d'où sa grande capacité d'adsorption [67].



Figure III-6: Le charbon actif en poudre

Sa structure est proche de celle du graphite, ordonnée sous la forme d'un empilement de couches successives planes d'atomes de carbone disposés en hexagones réguliers.

En particulier, le charbon actif en poudre présente une granulométrie inférieure à 100 μm avec un diamètre moyen situé entre 15 et 25 μm [67]. Possédant une large surface externe et une faible profondeur de diffusion lui permettant d'engendrer une vitesse d'adsorption très rapide [67].

❖ **Bentonite**

La bentonite est une argile naturelle contenant une forte proportion de montmorillonite, un silicate d'aluminium hydraté natif dans lequel quelques atomes d'aluminium et de silice ont été remplacés naturellement par d'autres atomes tels que le magnésium et le fer ou autres [67].



Figure III-7: La bentonite

Il existe quatre types courants de bentonite :

La bentonite sodique naturelle, la bentonite calcique naturelle, la bentonite activée au sodium et la bentonite activée à l'acide [67].

❖ **Le sable**

Le sable est une substance minérale qui provient de la désagrégation, par les eaux, des roches calcaires, granitiques, siliceuses... formant ainsi un matériau granulaire dans la dimension est comprise entre 0,063 et 2 mm [68]. Sa faible granulométrie lui permet d'avoir une grande surface spécifique d'adsorption, ce qui fait de lui un flocculant minérale [69].

Chapitre III: Coagulation floculation

III-3- Les paramètres influençant la coagulation floculation

Dans le but d'optimiser la coagulation floculation, on prend en compte plusieurs variables qui sont en interaction continue tels que le pH, la concentration des sels dissouts, la température de lixiviat, les caractéristiques physico-chimique du coagulant mais aussi des conditions du mélange. Nous citerons alors :

III-3-1- Le pH

Le pH est un facteur important dans la coagulation floculation car pour chaque eau à traiter un pH ou une plage de pH pour laquelle le traitement est meilleur [70].

III-3-2- Les sels dissouts

Durant la coagulation floculation la quantité et la qualité des sels dissouts peuvent modifier :

- La plage du pH ;
- Le temps du traitement ;
- La quantité du coagulant qu'il faut utiliser [70].

III-3-3- La température de lixiviat

La température de lixiviat influe directement sur sa masse volumique et ainsi sur sa viscosité, deux facteurs influant considérablement sur la décantation. A des températures très basses la décantation devient très difficile [70].

III-3-4- Influence des caractéristiques physico-chimiques du coagulant

Le poids moléculaire et les sites actifs du coagulant influent directement sur l'efficacité de la coagulation floculation [70].

III-3-5- Influence de la nature du coagulant

L'efficacité des coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Les ions monovalents sont moins efficaces que les bi ou trivalents. La référence étant le Na^+ et le Ca^{2+} d'une part et les ions trivalents Al^{3+} et Fe^{3+} d'autre part, présentent respectivement une efficacité 7 à 200 fois et 500 à 10000 fois plus importante [64].

III-3-6- Influence de la dose du coagulant

Il est évident que les doses de coagulant à mettre en œuvre sont fonction de leur efficacité relative. Dans le cas des ions monovalents, la quantité nécessaire est de 100 pour une dose de 1 pour les ions trivalents. En conséquent, les coagulants utilisés sont des sels cationiques trivalents [64].

Chapitre III: Coagulation floculation

Conclusion

Cette recherche bibliographique nous a permis de faire un récapitulatif sur les déchets, leurs compositions. Le plus grand risque lié au fonctionnement d'un CET est la production de lixiviat qui reste un liquide extrêmement dangereux qui peut avoir plusieurs impacts sur l'environnement et sur l'être humain notamment en contaminant la nappe phréatique. Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances extrêmement sensibles d'où la nécessité d'assurer le bon fonctionnement des casiers et un meilleur acheminement du lixiviat et pour finir un traitement adéquat et efficace. Ce dernier fera l'objet d'étude.

PARTIE PRATIQUE

CHAPITRE IV:
MATÉRIELS ET MÉTHODES

Introduction

Dans le présent travail nous avons effectué deux types d'essais, les premiers concernant la coagulation-floculation chimique, sont effectués au Jar Test dans le but de choisir le coagulant adéquat ainsi que la concentration optimale de ce dernier qui nous permettant un meilleur abattement de la pollution, les seconds (électrocoagulation) dans un réacteur discontinu à deux électrodes (d'aluminium ou de Fer) et ceci dans le but d'étudier l'effet du temps de traitements et de la nature des électrodes, pour le choix du temps de séjours ainsi que le matériau adéquat pour l'élimination de ce polluant. Par la suite l'effet de l'intensité du courant sur la capacité de traitement a été mis en évidence en faisant varier cette dernière entre 0,5 et 2A. Les paramètres physico-chimiques tels que le pH, la conductivité, la salinité, les solides dissous totaux ainsi que la turbidité sont mesurés afin d'évaluer le rendement d'épuration...etc.

IV-1- Produits chimiques

Les différents réactifs employés au cours de cette étude, ont été utilisés sans purification préalable:

IV-1-1- Le substrat

Le colorant textile utilisé est un colorant diazoïque réactif appelé Reactive Brown 18, il est aussi appelé Brown GR ; Benactivebraun N-GR, Remazolbraun GR ; Remazol. Son numéro (CAS 12225-73-9).

IV-1-2- Les matériaux d'électrodes

Les électrodes utilisées en électrocoagulation sont en Aluminium et en Acier Inoxydable.

IV-1-3- Les réactifs

- Aluminum sulfate hexadecahydrate (sulfate d'aluminium) 95% $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$ masse molaire 630,40 g/mol.
- Iron (II) Sulfate (sulfate ferrique) $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ masse molaire 278,02 g/mol.
- La solution de coagulant est à préparer le jour même de l'essai, à une concentration de 10 g/L (sulfate d'alumine) ou 10 g/L (sulfate ferrique).

Chapitre IV: Matériels et Méthodes

IV-2- Dispositifs expérimentaux: l'eau utilisée est l'eau de lixiviat

IV-2-1- Jar Test

Le Jar-test est un appareil qui permet de déterminer la concentration optimale du coagulant pour le processus de coagulation floculation. Toutes les doses sont exprimées en poids de produits commerciaux (solution ou poudre).

❖ Déroulement de l'expérience

Le mode de travail de cet appareil se fait selon le protocole suivant:

- 1) On lave bien les béchers et s'assurer qu'il ne reste aucune trace de détergent, on remplit les béchers avec l'eau à tester (500 mL), on place chaque bécher sous l'agitateur et on submerge les palettes ;
- 2) On met le moteur en route et à la vitesse de 150 tr/min, on injecte le coagulant le plus rapidement possible. Les doses sont croissantes (5 mL ; 7,5 mL ; 10 mL ; 12,5 mL)
- 3) Après un temps total de 3 mn d'agitation rapide ; on réduit la vitesse à une vitesse lente de 40 tr/mn pendant 15 mn ;
- 4) On cesse toute agitation ; et on retire les palettes ;
- 5) Après 30 min de décantation on mesure les paramètres suivants : la turbidité, la conductivité, la salinité, le TDS, et le pH.



Figure IV-1: Jar test (floculateur)

IV-2-2- Réacteur électrochimique

Chapitre IV: Matériels et Méthodes

Le traitement électrochimique a été effectué dans un réacteur en verre de 1000 ml de volume (Figure (IV-2)). Les électrodes (anodes et cathodes) sont des plaques métalliques de 2,8 cm (largeur) x 9,7 cm (longueur) x 0,1 cm (épaisseur). Les électrodes, au nombre de deux, ont une surface active de 54,32 cm² et l'espace entre elle est de 1cm. Elles ont été maintenues en place dans le réacteur par un support en téflon situé à 1cm du fond du réacteur et elles ont été entièrement submergées par l'eau à traiter.

L'intensité de courant a été imposée par un générateur de courant continu capable d'imposer une tension maximale de 40V et une intensité maximale de 5A. L'intensité est contrôlée par un multimètre.



Figure IV-2: Réacteur électrochimique

❖ Déroulement de l'expérience

En vue d'optimiser les conditions relatives à cette technique, certains choix ont été étudiés à savoir :

- Matériaux de l'électrode. Deux types de matériaux ont été testés :
 - Fer
 - Aluminium
- Temps d'électrolyse : 5 – 20 minutes.
- Intensité de courant : l'effet de l'intensité de courant sur l'efficacité de traitement a été mis en évidence à travers l'essai de quatre intensités de courant à savoir 0,5 ; 1 ; 1,5 ; et 2 A.

Dans cette expérience, une prise d'essai de 500 mL de l'eau à traiter est disposée dans la cellule d'électrolyse où se trouve immergé deux électrodes (en fer ou en aluminium), branchées à un générateur de courant réglé à une intensité de courant de 1 A pendant un temps d'électrolyse variant entre 5 et 20 min. Après chaque opération:

- Prélever 25 mL de l'eau traitée ;
- Après 15 minutes de décantation, mesurer les paramètres suivants : La turbidité, le pH, les TDS,

Chapitre IV: Matériels et Méthodes

la conductivité et la salinité.

Une fois le matériau de l'électrode et le temps d'électrolyse sont choisis, les expériences sont reprises avec les intensités de courant variant de 0,5 à 2A.

IV-3- Procédure expérimentale

IV-3-1- Préparation des solutions

Une solution aqueuse du colorant Brown RG (colorant azoïque réactif) est préparée en fonction du volume et de la concentration souhaités (100 mg/L), en utilisant de l'eau de robinet. La solution préparée est mise sous agitation mécaendant 10 mn à une vitesse constante (300 tr/mn) pour la dissolution du colorant et l'homogénéisation de la solution.

Le mélange est ensuite placé dans les réacteurs utilisés, suivant le protocole de chaque type d'essai.

IV-3-2- Echantillonnage

Pour déterminer les différents paramètres contenus dans les lixiviats étudiés, nous avons choisis un point de prélèvement qui se situe au niveau du bassin provenant de casier.



Figure IV-3: Point de prélèvement de notre échantillon dans le bassin de lixiviat de CET de M'sila

❖ Caractérisation du lixiviats

Les paramètres d'analyses pour caractériser lixiviat, les méthodes et les normes sont résumés dans le tableau IV-1.

Tableau IV-1: Caractéristique du lixiviat

Paramètres	Méthodes	Normes
------------	----------	--------

Chapitre IV: Matériels et Méthodes

Température	Mesure directe avec thermomètre	-
pH	Mesure directe avec pH mètre	NFT 90-008
Conductivité	Mesure directe avec conductimètre	NFT 90-008
MES/MVS	Par différence de pesée	NFT 90-015
DCO	Oxydation par bichromate + spectrométrie	MA. 315-DCO
DBO	Respiromètre	-
Nitrates (NO₃⁻)	Spectrophotométrie	ISO 6060-1989
Nitrites (NO₂⁻)	Spectrophotométrie	NFT 90-013
Métaux lourds	Spectroscopie d'absorption atomique	-

IV-4- Méthodes d'analyse

Les analyses physico-chimiques sont toutes effectuées au laboratoire en utilisant des appareils appropriés. Les échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons de 50 mL afin de mesurer cinq (05) paramètres à savoir la turbidité (FTU), la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$), les TDS (mg/L), la salinité (mg/L) et le pH.

IV-4-1- Mesure de la turbidité

La turbidité est un indice de la présence de particules en suspension dans l'eau. Elle est déterminée à l'aide d'un néphélémètre. Cet appareil mesure la lumière dispersée par les particules en suspension avec un angle de 90° par rapport au faisceau de lumière incident.

Les interférences connues sont la présence de bulles d'air, de graisse, d'huile ou une coloration intense. La présence de bulles d'air peut être corrigée en ajoutant une goutte d'agent mouillant dans la cellule avant d'y introduire l'échantillon. L'interférence causée par la couleur peut être minimisée par une dilution appropriée. L'huile ou les graisses sont écumées avant d'effectuer la détermination. La turbidité est mesurée à l'aide d'un turbidimètre (figure IV-4).



Figure IV-4: Turbidimètre type HANNA

IV-4-2- Mesure de la conductivité et de la salinité

Chapitre IV: Matériels et Méthodes

La conductivité électrique traduit la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique. Cette notion est inversement proportionnelle à celle de résistivité électrique. L'unité de mesure communément utilisée est le Siemens (S/cm) exprimé souvent en micro siemens/cm ($\mu\text{S/cm}$) ou milli siemens (mS/cm). La conductivité est directement proportionnelle à la quantité de solides (les sels minéraux) dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solide dissout sera importante, plus la conductivité sera élevée. Généralement, le rapport entre conductivité et concentration ionique s'exprime par approximation de la façon suivante:

$$2 \mu\text{S/cm} = 1 \text{ ppm (partie par million),}$$

Ou 1 ppm = 1 mg/L correspond à la concentration en solide dissous.

La conductivité électrique donne une indication sur la minéralisation globale de cette eau. Les molécules de sels se dissocient en paires d'ions lorsqu'elles entrent en solution dans l'eau. Ces paires d'ions sont porteuses de charges électriques et, de ce fait, autorisent le passage du courant dans l'eau. Plus l'eau est minéralisée, plus y a d'ions et, par conséquent, plus la conductivité sera élevée. La mesure ne permet toutefois pas de déterminer quels sont les ions qui produisent cette conductivité ni dans quelle mesure ils y contribuent. Il ne s'agit donc, en l'occurrence, que d'une mesure globale de tous les constituants dissous dans l'eau. L'activité ionique d'une solution varie en fonction de la température. Il convient donc, pour effectuer des mesures précises, de tenir compte de la température dans les mesures de conductivité. Les températures standards sont généralement prises à 25 °C.

Le tableau (IV-2) donne quelques indications sur la relation existante entre la minéralisation et la conductivité:

Tableau IV-2: La relation entre la minéralisation et la conductivité [71].

Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	Minéralisation
Cond < 100	Très faible
100 <cond< 200	Faible
200 <cond< 333	Moyenne
333 <cond< 666	Moyenne accélérée
666 <cond< 1000	Importante
Cond > 1000	Elevée

La mesure de la conductivité est effectuée au laboratoire à l'aide d'un appareil multi- paramètres de référence (CONSORT C831) qui compense automatiquement la variation de la conductivité avec température (figure IV-5).



Figure IV-5: conductimètre de référence (CONSORT C831)

IV-4-3- Mesure du TDS (Total Dissolved Solids)

Le TDS correspond à la mesure de la concentration totale des espèces ioniques présentes dans un échantillon. La grandeur est relative à la solution étalon utilisée lors de l'étalonnage de l'instrument. L'unité de mesure utilisée est le (mg/L).

La lecture des mesures TDS se fait par un multi-paramètre de référence (CONSORT 381) qui, en premier lieu, mesure la conductivité puis la convertit automatiquement en mesure de TDS par multiplication avec un facteur mathématique connu. Ce facteur dépend du matériau de référence utilisé pour préparer l'étalon.

IV-4-4- Mesure du pH

Le pH (potentiel Hydrogène, pouvoir Hydrogène) mesure la concentration en ions H^+ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 ; 7 étant le pH de neutralité. Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, et dépend de facteurs multiples, dont la température, il représente une indication importante en ce qui concerne l'agressivité de l'eau.

Le pH est l'un des paramètres physico-chimiques du milieu réactionnel ayant le plus d'impact sur le procédé photocatalytique. Il affecte à la fois la charge de surface des particules du photocatalyseur,

Chapitre IV: Matériels et Méthodes

la taille de ses agrégats, l'énergie des bandes de conduction et de valence, les équilibres des réactions radicalaires et éventuellement la nature des espèces à dégrader.

La mesure du pH est effectuée à l'aide d'un appareil de type HANNA.



Figure IV-6: pH mètre de type HANNA

CHAPITRE V: RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Introduction

Dans l'essai de coagulation-floculation chimique, l'intérêt été donné au choix du coagulant ainsi que la dose optimale de ce dernier, permettant d'avoir un taux maximum d'élimination de la turbidité. Pour l'électrocoagulation, l'objectif principale été de choisir le matériau d'électrode et le temps d'électrolyse, permettant d'avoir un rendement d'épuration le plus élevé. Une fois le matériau d'électrode et le temps d'électrolyse sont choisis, un autre intérêt est donné à l'étude de l'effet de l'intensité du courant, qui est jugé comme paramètre important dans les traitements électrochimiques. Pour suivre la cinétique d'élimination de la couleur par les deux procédés appliqués dans notre étude, des prélèvements, ont été effectués. Les échantillons prélevés sont ensuite analyser pour déterminer la turbidité ; la conductivité, la salinité ; les TDS et le pH. Les résultats obtenus sont illustrés sur les tableaux et figures ci-dessous.

V-1- Traitement par coagulation-floculation chimique:

V-1-1- Choix du coagulant:

V-1-1-1- Coagulant C1 ($Al_2(SO_4)_3$):

Les résultats relatifs à l'étude de l'effet de la dose du coagulant C1 sur procédé traitement sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau V-1: Effet de la dose du coagulant C₁ sur l'élimination du colorant.

Solution	V C ₁ (mL)	Conductivité (μ S/cm)	Salinité (g/L)	TDS (mg/L)	pH	Turbidité (NTU)
1	0	1241	0,4	1243	7,77	83
2	5	1240	0,4	1242	7,75	109
3	7,5	1224	0,4	1226	7,78	127
4	10	1225	0,4	1228	7,66	139
5	12,5	1220	0,4	1223	7,58	30,35

Interprétation:

D'après les résultats obtenus on remarque que l'enlèvement de la turbidité augmente en fonction de l'augmentation des doses des coagulants d'une façon aléatoire. A dose de coagulant très faible, il peut exister une disproportion entre les charges négatives de particules colloïdales et les charges positives des coagulants. Cela se traduit par une forte adsorption de charges négatives qui empêche l'apparition des floes. La formation des floes a été observée dans la dose de (12,5 mL).

Chapitre V: Résultats et discussions

Les autres paramètres restent stables avec une légère variation à savoir:

- La conductivité entre 1220 $\mu\text{S/cm}$ et 1241 $\mu\text{S/cm}$, salinité 0,4 ; TDS entre 1223 mg/L et 1243 mg/L. Cela est dû au fait que le procédé de coagulation-floculation chimique est un procédé de séparation solide-liquide, et le polluant ne subit pas une minéralisation.
- Le pH entre 7,25 et 7,78.

V-1-1-2- Coagulant C2 ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$):

Les résultats relatifs à l'étude de l'effet de la dose du coagulant C1 sur le procédé traitement sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau V-2: Effet de la dose du coagulant C₂ sur l'élimination du colorant.

Solution	V C ₂ (mL)	Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	Salinité (g/L)	TDS (mg/L)	pH	Turbidité (NTU)
1	0	1241	0,4	1243	7,4	83
2	5	1216	0,4	1220	7,43	80
3	7,5	1218	0,4	1222	7,45	19,89
4	10	1244	0,4	1246	7,33	28,02
5	12,5	1250	0,4	1252	7,03	39,48

Interprétation:

D'après les résultats obtenus on remarque une diminution de la turbidité avec l'augmentation de la dose du coagulant C₂ jusqu'à une dose de (7,5 mL). Au-delà de cette dernière on observe une augmentation de la turbidité. Cela peut être expliqué par la restabilisation des particules colloïdales, provoquée par le surdosage du coagulant, ce dernier se trouvant en excès, joue un rôle inverse, en neutralisant toutes les particules, ces dernières se retrouvent chargées positivement et des forces de répulsion sont une autre fois exercées entre elles. On aura donc une eau très chargée en coagulant avec une mauvaise clarification.

L'inconvénient principal du sulfate ferrique est la couleur résiduelle assez élevée causée par la présence du fer dans l'eau qui lui confère un aspect rouge jaunâtre.

Les autres paramètres restent stables avec une légère variation à savoir:

- la conductivité entre 1216 $\mu\text{S/cm}$ et 1250 $\mu\text{S/cm}$, la salinité 0,4 ; TDS entre 1220 mg/L et 1252 mg/L. Cela est dû au fait que le procédé de coagulation-floculation chimique est un procédé de séparation solide-liquide, et le polluant ne subit pas une minéralisation.
- pH entre 7,03 et 7,45.

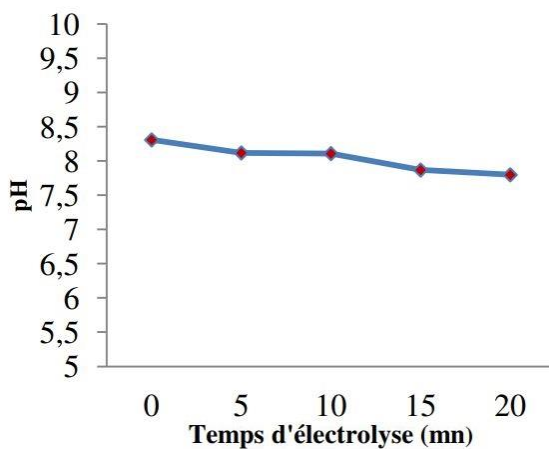
Chapitre V: Résultats et discussions

A travers cette analyse relative à chaque coagulant, on déduit que le coagulant C₂ (sulfate ferrique) a montré une efficacité meilleure de traitement, avec un rendement de 76% pour la dose optimale (7,5 mL) par rapport à C₁ (sulfate d'alumine) avec un rendement de 63% pour la dose optimale (12,5 mL).

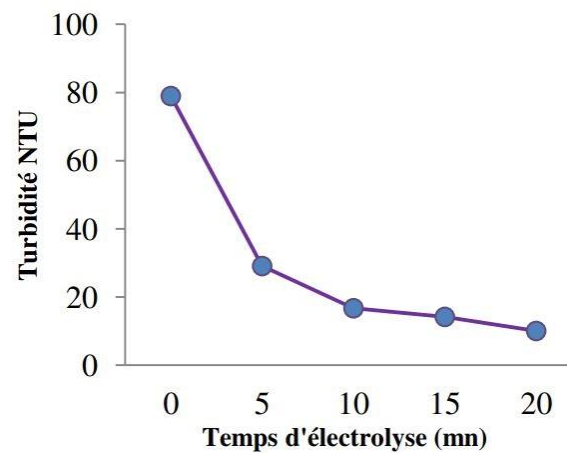
V-2- Traitement par l'électrocoagulation:

V-2-1- Choix de matériaux des électrodes et du temps d'électrolyse:

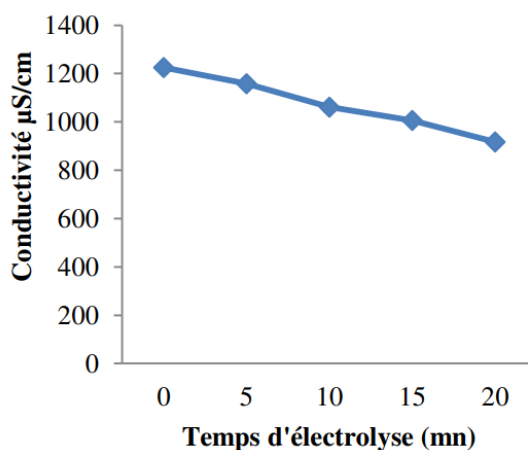
Pour une intensité du courant de 1A, une concentration du colorant de 100 mg/L, l'évolution du pH, de la turbidité, de la conductivité, de la salinité et des solides dissous totaux en fonction du temps d'électrolyse et du type d'électrode sont illustrées dans les figures ((V-1),(V-2)) ci-après.



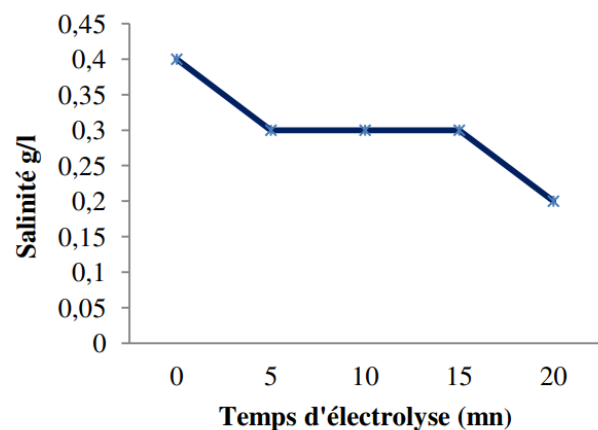
Evolution du pH en fonction du temps d'électrolyse



Effet du temps de traitement sur la réduction de la turbidité.
C_{colorant}= 100 mg/L; I= 1A;
Electrodes en Aluminium

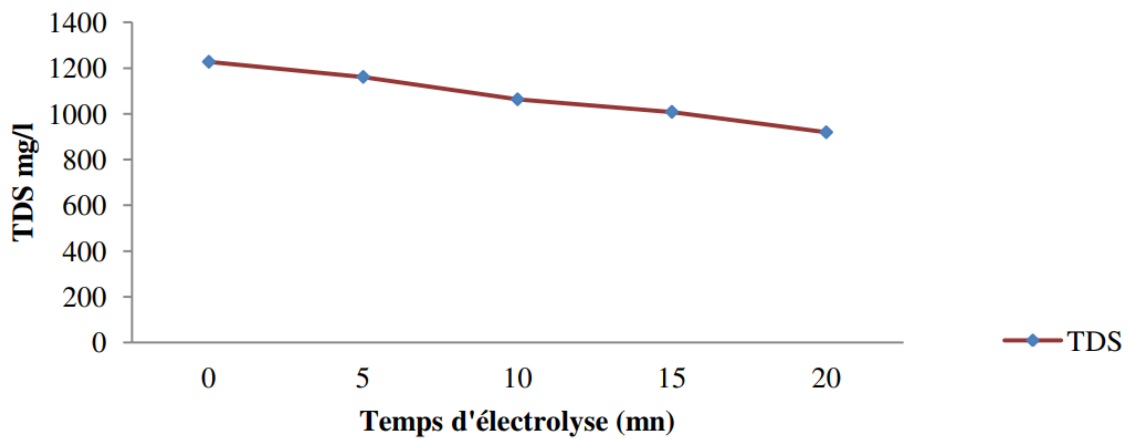


Evolution de la conductivité en fonction du temps d'électrolyse



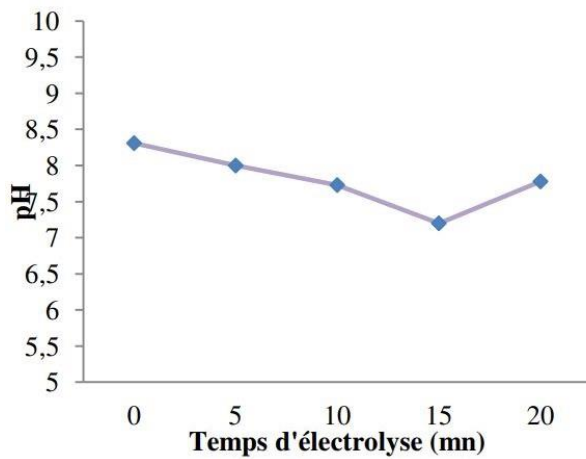
Evolution de la salinité en fonction du temps d'électrolyse

Chapitre V: Résultats et discussions

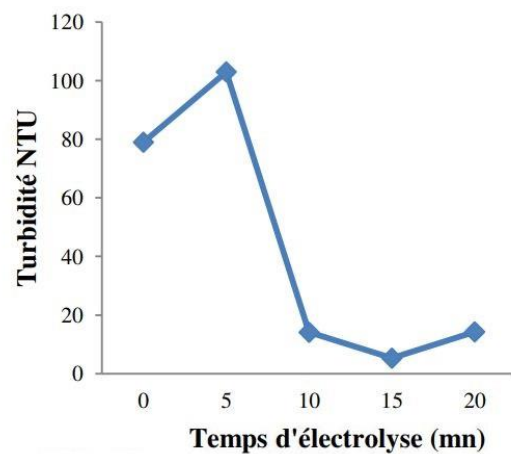


Evolution des sels dissouts totaux (TDS) en fonction du temps de traitement

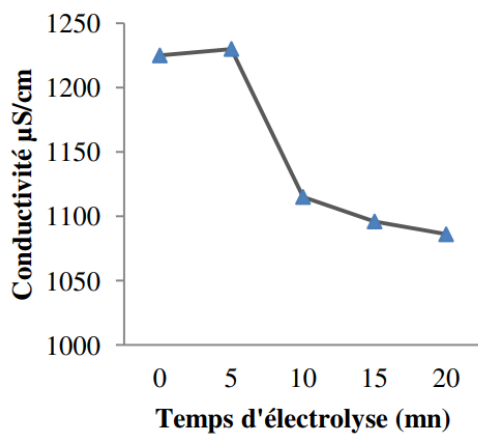
Figure V-1: Evolution du pH ; la turbidité ; la conductivité, la salinité et des TDS en fonction Du temps d'électrolyse (électrodes en aluminium)



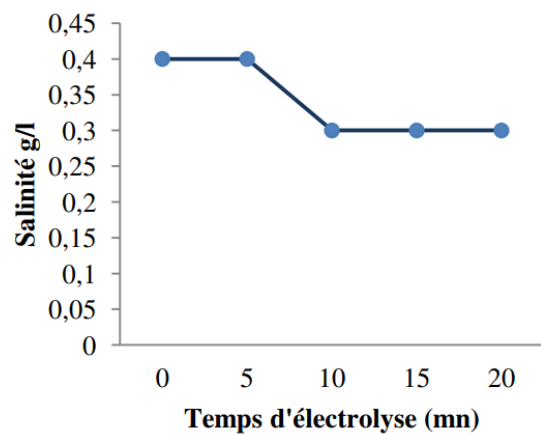
Evolution du pH en fonction du temps d'électrolyse



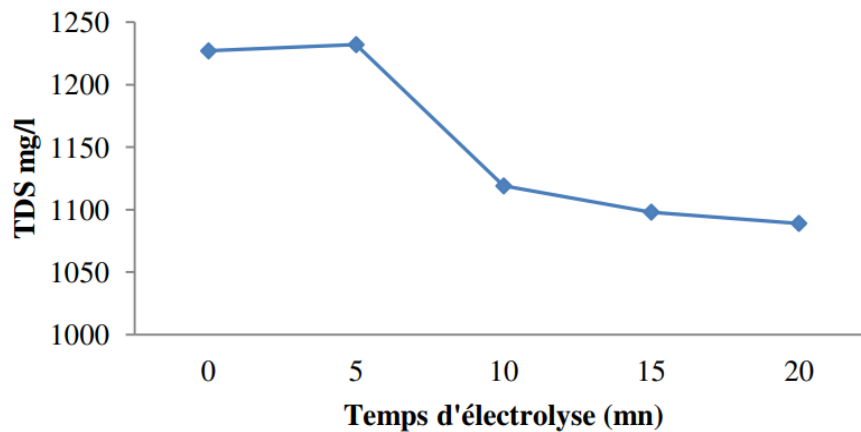
Effet du temps de traitement sur la réduction de la turbidité.
 $C_{\text{colorant}} = 100 \text{ mg/L}$; $I = 1 \text{ A}$;
 Electrodes en Fer



Evolution de la conductivité en fonction du temps d'électrolyse



Evolution de la salinité en fonction du temps d'électrolyse



Evolution des sels dissouts totaux (TDS) en fonction du temps de traitement

Figure V-2: Evolution du pH ; la turbidité ; la conductivité, la salinité et des TDS en fonction Du temps d'électrolyse (électrodes en Fer)

Interprétation:

Les résultats représentés sur les deux figures montrent que:

- **Le pH:** se stabilise à 7,8 dans le cas de l'emploi d'une électrode en Aluminium et au voisinage de 7,7 lors de l'utilisation d'une électrode en Fer.

La stabilisation de pH observée dans le cas des électrodes en Aluminium peut être expliquée par la flottation de l'Aluminium sous forme d'hydroxydes [72].

La légère augmentation de pH constatée dans le cas des électrodes en Fer après 15 mn d'électrolyse confirme l'existence de ce métal sous forme ionique.

- **La turbidité:** diminue jusqu'à 10,09 NTU dans le cas de l'emploi d'une électrode en aluminium alors que l'utilisation d'une électrode en Fer réduit ce paramètre jusqu'à 5,28 NTU.
- **La conductivité:** diminue dans le cas d'utilisation des électrodes en Aluminium et se stabilise lors de l'emploi des électrodes en Fer.

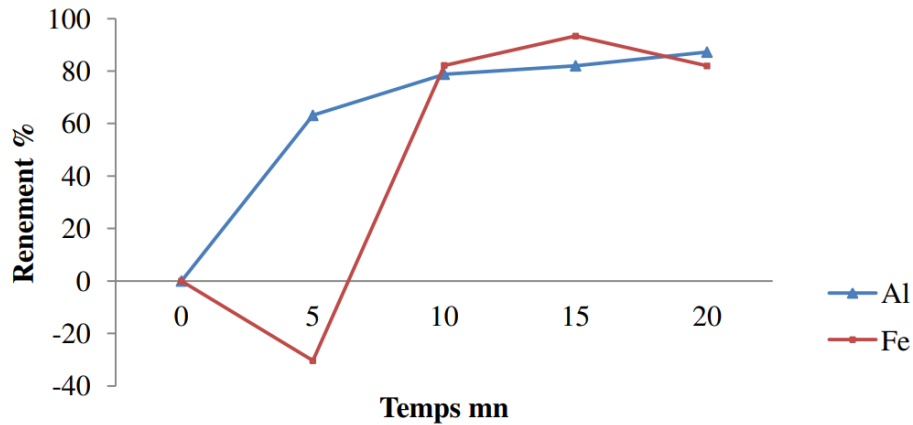
La légère diminution de la conductivité enregistrée dans le cas des électrodes en aluminium est due à la précipitation de l'Aluminium sous formes d'hydroxydes. Par contre la stabilité de ce paramètre dans le cas du fer est due à la participation de ce dernier à l'enrichissement du milieu réactionnel en ions Fe^{2+} qui participent au maintien d'une conductivité équilibrée.

La conductivité ne marque pratiquement aucune augmentation remarquable dans les deux cas. Cela est dû au non minéralisation du polluant, du fait que ce dernier est éliminé par un procédé de séparation liquide-solide.

Chapitre V: Résultats et discussions

- **La salinité et les TDS:** suivent la même évolution que celle enregistrée pour la conductivité.

Afin de pouvoir choisir le matériau des électrodes ainsi que le temps d'électrolyse, qui permettent une meilleure réduction de la turbidité, les rendements obtenus pour chaque matériau en fonction du temps d'électrolyse sont illustrés sur la figure (V-3) suivante.



Comparaison des rendements en fonction des matériaux d'électrodes

Figure V-3: Les rendements d'élimination du colorant en fonction du matériau d'électrodes Et du temps d'électrolyse.

Les résultats illustrés sur cette figure montrent que :

Le rendement obtenu après 15 minutes de traitement est d'environ 82% dans le cas d'utilisation des électrodes en Aluminium. La cinétique observée passe par une phase d'accélération, suivie d'un palier.

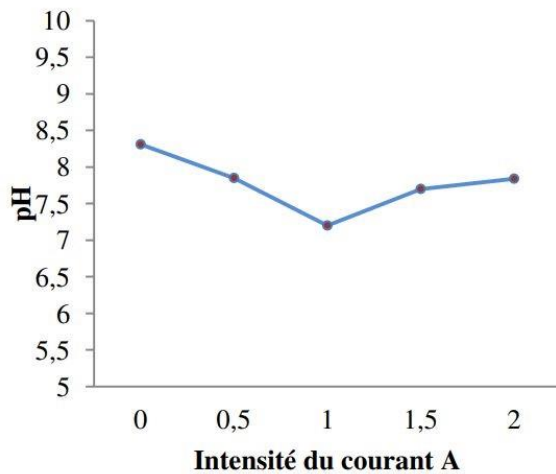
Lors de l'emploi des électrodes en Fer, le rendement enregistré à 15mn d'électrolyse est de 93,31%. La cinétique d'élimination de la turbidité passe par une phase négative, suivie d'une accélération et d'un palier. La phase négative enregistrée dans ce cas est due au phénomène convectif additionnel qui se produit en appliquant le courant électrique [73].

A travers les résultats obtenus, il apparait clairement que l'utilisation des électrodes en fer pendant 15 mn d'électrolyse est plus efficace que l'utilisation des électrodes en Aluminium. Ainsi, des électrodes en Fer et un temps d'électrolyse de 15 mn seront retenues pour le reste du travail.

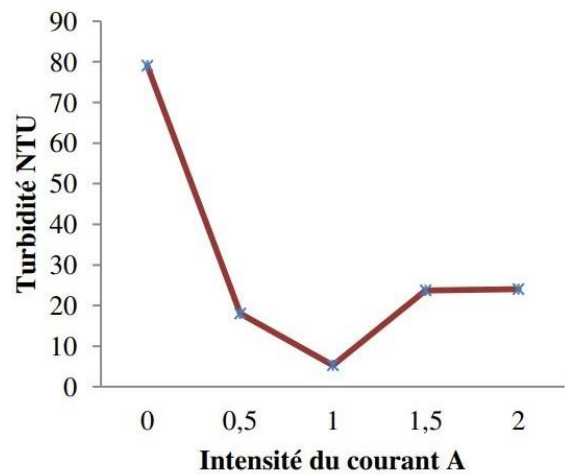
V-3- Choix de l'intensité du courant:

Dans le but d'étudier l'effet de l'intensité du courant sur l'efficacité d'élimination de la turbidité, nous avons choisis de varier ce paramètre de 0,5 à 2A avec un pas de 0,5A, pour une distance inter-électrodes de 1cm, une concentration du colorant de 100mg/l, un temps d'électrolyse de 15mn en utilisons des électrodes en Fer. Les résultats obtenus sont illustrés sur les figures (V-4) suivantes.

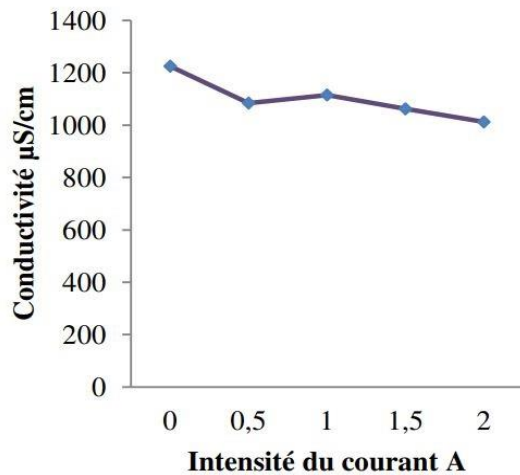
Chapitre V: Résultats et discussions



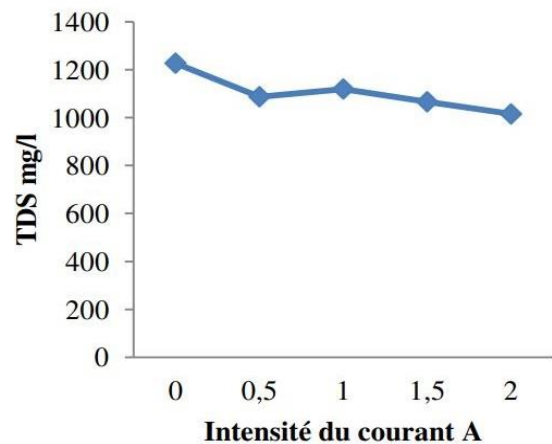
Variation du pH en fonction de l'intensité du courant



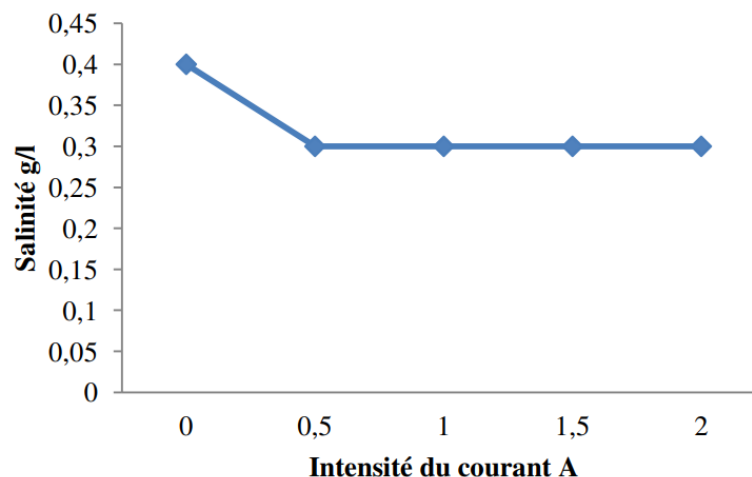
Variation de la turbidité en fonction de l'intensité du courant



Variation de la conductivité en fonction de l'intensité du courant



Variation des TDS en fonction de l'intensité du courant



Variation de la salinité en fonction de l'intensité du courant

Figure V-4: Effet de l'intensité du courant sur l'abattement de la turbidité et l'évolution du pH, de la conductivité, les TDS et la salinité.

Chapitre V: Résultats et discussions

Les résultats représentés sur cette figure montrent que:

- **Le pH:** se stabilise à 7,7 pour les différentes intensités appliquées, néanmoins une légère diminution est enregistrée en appliquant une intensité de 1A.
- **La turbidité:** diminue en augmentant l'intensité de 0,5 à 1A, puis une augmentation de ce paramètre est enregistrée en augmentant l'intensité du courant au-delà de 1A.
- **La conductivité, les TDS et la salinité:** ne subissent pas de variations remarquables en fonction de l'intensité du courant appliquée.

La densité de courant est un paramètre critique en électrocoagulation, étant donné qu'il est le seul pouvant être contrôlé directement [74].

La densité de courant est considérée comme un paramètre essentiel en électrocoagulation [75,76]. Lorsque la densité du courant augmente, le temps de traitement diminue en raison de la forte dissolution des électrodes. Ce qui explique la diminution du pH lors de l'application de 1A comme intensité (par l'apparition d'une forte concentration d'ions de Fe). Il en résulte donc d'avantage de la 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 l'élimination efficace du polluant par électroflottation [77]. Néanmoins une augmentation du taux de production des bulles d'hydrogène, augmente la probabilité de coalescence de ces dernières en grosses bulles [78], ce qui entraîne une explosion de ces dernières, déstabilisant ainsi l'écume formée à la surface du réacteur électrochimique et remettant les particules du colorant en suspension. Cela explique l'augmentation de la turbidité en appliquant une intensité du courant supérieure à 1A, réduisant ainsi l'efficacité de l'électrocoagulation [79]. Cela explique l'augmentation de la turbidité en appliquant une intensité du courant supérieure à un 1A.

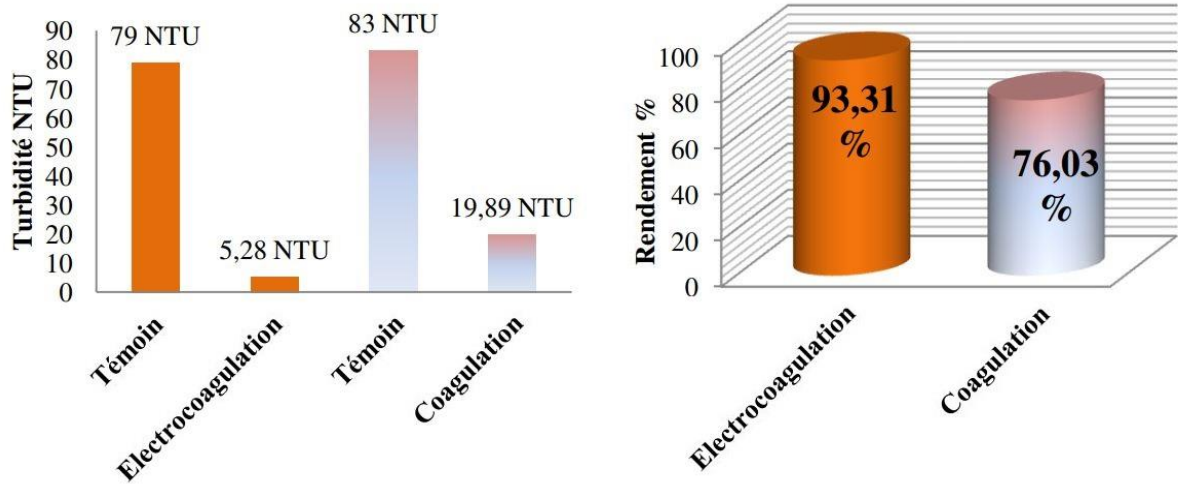
Les résultats obtenus montrent que l'application d'une intensité du courant de 1A, nous permet d'éliminer 93,31% de la turbidité, et cette intensité est choisie comme intensité optimale à appliquer.

V-4- Choix de la technique de traitement:

Le choix d'une technique par rapport à une autre est dicté par les rendements de traitement. Les histogrammes suivant regroupent les meilleurs résultats obtenus pour chaque technique.

Ces histogrammes montrent que les résultats obtenus par électrocoagulation atteignant 93,31% d'abattement de la turbidité, sont nettement meilleur que ceux obtenues par la coagulation chimique.

La figure (V-5) ci-après confirme les résultats obtenue.



Variation de la turbidité en fonction des procédés appliqués

Comparaison entre les rendements d'élimination de la turbidité entre l'électrocoagulation et la coagulation chimique

Figure V-5: Comparaison entre la coagulation chimique et l'électrocoagulation.



Traitement par l'électrocoagulation

Traitement par coagulation chimique

Témoin

Figure V-6: comparaison entre la coagulation chimique et l'électrocoagulation.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Parmi les procédés de traitement traditionnel connus, la coagulation–floculation chimique qui s’effectue par l’ajout des réactifs chimiques appelés : coagulants (sulfate d’alumine, sulfate ferrique ...). Pour des raisons : économiques et autres, de nouveaux procédés sont à entreprendre tel que : l’électrocoagulation, qui s’effectue dans un réacteur en verre en utilisant des électrodes en fer ou aluminium.

L’étude expérimentale que nous avons menée, été consacrée à l’élimination du colorant textile (Réactive Brown 18) par les deux procédés précédemment cités.

A partir des résultats et discussions présentés, nous avons pu conclure que :

- Dans les essais de la coagulation-floculation chimique:
 - L’ajout du sulfate ferrique comme coagulant a donné des résultats plus efficaces que le sulfate d’aluminium.
- Dans les essais de l’électrocoagulation:
 - L’utilisation des électrodes en fer pendant 15mn d’électrolyse est plus efficace que l’utilisation des électrodes en aluminium.
 - L’application d’une intensité du courant de 1A nous permet d’avoir une eau clarifiée mieux que les autres intensités appliquées aux essais. D’après les résultats obtenus par les deux procédés, il est clair que l’électrocoagulation est plus efficace que la coagulation chimique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- [1] : Billard H., Centres de stockage des déchets: Impacts et prospective, Technique de l'ingénieur, Traité environnement, G2, 11 pages, (2001).
- [2] : Amarouche A., Sadi N., Caractérisation et traitement des lixiviats issu de centre d'enfouissement technique de la ville de Bouira, Mémoire de Master en chimie, Université Akli Mohand Oulhadj, Bouira, (2015).
- [3] : Hakkou R., Wahbi M., Bachnou A., El Amari K., Hanich L., Hibti M., Impact de la décharge publique de Marrakech (Maroc) sur les ressources en eau, Bull. Eng. Geol. Environ, (2001).
- [4]: Kulikowska D., Klimiuk E., The effect of landfill age on municipal leachate composition, Bioresource. Technol. 99 (2008) 5981-5985.
- [5] : Institut de Veille Sanitaire, Stockage des Déchets et santé publique. Synthèse et recommandation. Rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé Françaises (2004).
- [6]: Chang J.E., Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter, Water. Sci. Technol. 21 (1989) 133–143.
- [7] : Colin F., Étude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH (1984).- Rapport RH 84-136.
- [8]: Gettinby J.H., Sarsby R.W., Nedwell J., The composition of leachate from landfilled refuse, Proc. Inst. Civ. Eng. Mun. Eng. 115 (1996) 47–59.
- [9]: Aguilar A.J., Aran C., Haoui D., Effects of landfill operations on temperature rise, Proceeding Sardenia, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy (1999).
- [10]: Chen P.H., Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall and treatment, Environ. Int. 22 (1996) 225–237.
- [11]: Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.Y.S., Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment, J. Hazard. Mater. 137 (2006) 433-455.
- [12] : Wu J., Zhang H., He P.J., Shao L.M., Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis, Water Res. 45 (2011) 1711-1719.
- [13]: Woese C.R., Bacterial evolution, Microbiol. Rev. 51(1987) 221-271.

Références bibliographiques

- [14]: Ross W.R., Factor influencing the chemical characteristics of landfill leachate, *Water SA*. 16 (1990) 275-280.
- [15]: Christensen T.H., Kjeldsen P., Basic biochemical process in landfills, sanitary landfilling Process, Technology and environmental impact. Academic press, New York (1989) 29- 49.
- [16] : Fraquar G.J., Rovers S.A., Gaz production during refuse composition. *Water, Air and Soil Pollut.* 2 (1973) 83-495.
- [17] : Graindorge P., Contribution á l'étude du traitement des déchets urbains par fermentation méthanique. Thèse de Doctorat, Université de Sciences et techniques du Languedoc, Montpellier. France (1990).
- [18] : El-Fadel M., Massoud M., Methane emissions from landfills: a methodology comparative assessment, *Environ. Technol.* 21 (2000) 965-975.
- [19] : Pronost R., Matejka G., Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Production, caractérisation, traitement, *Environnement & Technique*. 196 (2000) 25-29.
- [20] : Xu Y.D., Yue D.B., Zhu Y., Nie Y.F., Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes, *Chemosphere*. 64 (2006) 903-911.
- [21] : Sillet A.A., Royer S., Coque Y., Thomas O., Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : genèse, composition et traitement, *Déchets Sciences & Techniques*. 22 (2001) 7-11.
- [22] : Öman C.B., Junestedt C., Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds, *Waste. Manage.* 28 (2008) 1876-1891.
- [23] : Öman C.B., Hynning P.A., Identification of organic compounds in municipal landfill leachates, *Environ.Pollut.* 80 (1993) 265-271.
- [24] : Ademe, Déchets municipaux, 2ème édition, Paris, (2000), p 11.
- [25] : Li X., Lin L., Zou S., Lan C., Luan T., Determination of Bisphenol A in Landfill Leachate by Solid Phase Microextraction with Headspace Derivatization and Gas Chromatography-Mass Spectrophotometry, *Chinese. J. Anal. Chem.* 34 (2006) 325-328.
- [26] : Reitzel L.A., Ledin A., Determination of phenols in landfill leachate-contaminated groundwaters by solid-phase extraction, *J. Chromatogr. A*. 972 (2002) 175-182.

Références bibliographiques

- [27] : Baun A., Ledin A., Reitzel L.A., Bjerg P.L., Christensen T.H., Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests, *Water Res.* 38 (2004) 3845-3858.
- [28] : Jensen D.L., Ledin A., Christensen T.H., Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater, *Water Res.* 33 (1999) 2642-2650.
- [29] : Christensen J.B., Jensen D.L., Christensen T.H., Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater, *Water Res.* 30 (1996) 3037–3049.
- [30] : Gounaris V., Anderson P.R., Holsen T.M., Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate, *Environ. Sci. Technol.* 27 (1993) 1381–1387.
- [31] : Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit.Rev, Environ. Sci. Technol.* 32 (2002) 297-336.
- [32] : Abdelhak D., les risques lies a la gestion du d'enfouissement technique de chetouane, Mémoire de Magister, Université Mohamed Ben Ahmed d'Oran 2 (2010).
- [33] : Daas N., Traitabilité des lixiviats de quelques centres d'enfouissement technique de la région d'alger, Mémoire de Magister, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène (2014).
- [34] : Goux J.Y., Douce C., L'incinération des déchets ménagers, (1982), page 226.
- [35] : BERTHE C., Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés, Thèse de doctorat en Chimie et microbiologie de l'eau, Université de Limoges. Faculté des sciences et techniques (2006).
- [36] : Azzouz L., Traitement des lixiviats de la décharge d'Oued Smar par couplage POA/Bioréacteur, Mémoire de Magister, Ecole Nationale Polytechnique Alger (2011).
- [37] : Griffin, G.J.L., Degradation of polyethylene in compost burial. *J. polym. sci., C Polym*, 57 (1976) 281-286.
- [38] : Christensen T., Kjeldsen P., Bjerg P., Jensen D., Christensen J., Baun A., Albrechtsen H., Heron G., Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes, *Applied Geochemistry*, 16 (2001)659-718
- [39] : Rodier J., L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer, 6eme édition : Dunod, Paris, (1996).

Références bibliographiques

- [40]: Markus H., Aiken R., Joseph N., Binding of Mercury (II) to Dissolved Organic Matter: The Role of the Mercury-to-DOM Concentration Ratio, *Environ. Sci. Technol.*, 36 (2002) 3564–3570.
- [41] : Kehila Y., Aina M., Mezouari F., Matejka G., Mamma D., Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les pays vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ? Actes des JSIRAUF, Hanoi, 6-9 novembre 2007.
- [42] : Lagier., Étude des macro molécules de lixiviat : Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse de Doctorat. Université de Limoges. France (2000).
- [43] : Foo K.Y., Hameed B.H., An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process, *J. Hazard. Mater.* 171 (2009) 54-60.
- [44] : Debillemont P., Eaux résiduaires: Traitements biologiques et physicochimiques, *Récents Progrès en Génie des Procédés*, 10,(1996), 129-136.
- [45] : Moreno C.H.A., Cocke D.L., Gomes J.A.G., Morkovsky P., Parga J.R., Peterson E., Garcia C., Electrochemistry behind electrocoagulation using iron electrodes, *ECS Transactions*, 6, (2007a).
- [46] : Holt P.K., Barton G.W., Wark M., Mitchell C.A., A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects* ,211 ,(2002) ,233-248.
- [47] : Rovel J.-M., Epuration électrique des eaux résiduaires des industries agroalimentaires, *Industries Alimentaires et Agricoles*, 91,(1947) ,1243-1248.
- [48] : Mollah M.Y.A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D.L., Electrocoagulation (EC)- Science and applications, *Journal of Hazardous Materials*, B 84, (2001), 29-41.
- [49] : Zongo I., Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation: Application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie, Thèse de Doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine, (2009).
- [50] : Irdemez S., Demircioglu N., Yildiz Y.S., Bingül Z., The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium and iron plate electrodes, *Separation and Purification Technology*, 52, (2006a), 218- 223.
- [51] : Treille P., Développements récents du traitement des effluents de papeterie en France, *La Papeterie*, 6, (1973), 440-447.

Références bibliographiques

- [52] : Dalrymple C.W., Use of electrocoagulation for removal of heavy metals in industrial wastewaters. Treatment and minimization of heavy metals containing wastes, Edited by J.P. Hager, B. Mishra, C.F. Davidson and J.L. Litz, The minerals, metals and Materials Society, (1995), 103-111.
- [53] : Murugananthan M., Bhaskar Raju G., Prabhakar S., Separation of pollutants from tannery effluents by electro flotation, Separation and Purification Technology, 40, (2004a), 69- 75.
- [54] : Can O.T., Kobya M., Demirbas E., Bayramoglu M., Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation, Chemosphere, 62, (2006), 181-187.
- [55] : Gomes J.A.G., Daida P., Kesmez M., Weir M., Moreno H., Parga J.R., Irwin G., McWhinney H., Grady T., Peterson E., Cocke D.L., Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products, Journal of Hazardous Materials, 139, (2007), 220-231.
- [56] : Drogui P., Asselin M., Brar S.K., Benmoussa H., Blais J.F., Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters, Separation and Purification Technology, 61, (2007), 301-310.
- [57] : Picard T., Cathalifaud-Feuillade G., Mazet M., Vandensteendam C., Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminium electrodes, Journal of Environment Monitoring, 2, (2000), 77-80.
- [58] : Khemis M., Etude théorique et expérimentale du procédé d'électrocoagulation: Application au traitement des effluents liquides hautement chargés en impuretés organiques et minérales, Thèse de doctorat INPL, Nancy, (2005).
- [59] : Hanafi F., Sadif N., Assobhei O., Mountadar M., Traitement des margines par électrocoagulation avec des électrodes plates en aluminium, Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol 22, n° 4, p 473-485, (2009).
- [60] : Cherifi S., Traitement des eaux de rejets de l'unité Ceramit (Tenes), mémoire de magistère, université Hassiba Ben Bouali-Chlef, (2007).
- [61] : Chatou, Performance d'électrocoagulation pour l'épuration d'une émulsion d'huile de coupe, MEFENSH, p553,(2005).
- [62] : Asselin M., Utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées industrielle chargées en matière organique, Mémoire présente pour l'obtention du grade de maitre en sciences, université Québec, (2007).

Références bibliographiques

- [63] : Guediri A., Etude de l'épuration par électrocoagulation des eaux usées urbaines, ENSH, p63, (2008).
- [64] : CARDOT C. Génie de l'environnement, les traitements de l'eau pour l'ingénieur : procédés physico-chimiques et biologiques cours et problèmes résolus. Nouvelle édition.
- [65] : Bilan des études menées sur l'utilisation de flocculant à base de polyacrylamides dans les carrières. Ecole des mines d'Alès.2007-2011.
- [66] : Cancer environnement comprendre informer prévenir.
- [67] : GUERRADI I., HECHACHNA A., 2013. L'utilisation industrielle du charbon actif. Université Amar telidji, Laghouat.
- [68] : Journal Le monde.fr.Edition globale.
- [69] : MERZOUKI Med., FADEL H., BENLEMLIH Med., 2014. Traitement des effluents urbains et industriels: originalité et performances. Laboratoire de biotechnologie, faculté des sciences Dhar El Mahraz, Fès, Maroc.
- [70] : KADOUICHE S.2016. Cours master 1 chimie de l'environnement, traitement des eaux, université MOULOUD MAMMERI Tizi ouzou.
- [71] : GAID A., (1984). Épuration biologique des eaux usées urbaines. Tom 1, édition OPU, Alger, 261p.
- [72] : I.Zongo, Etude expérimental et théorique du procédé d'électrocoagulation, application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de Doctorat en Génie des procédés et des produits. Institut National polytechnique de Lorraine, 2009, 33p.
- [73] : Merzouk B., Madani Kh. and Sekki A. Treatment characteristics of textile wastewater and removal of heavy metals using the electroflotation technique. Desalination, 228 ; 245-254, 2008.
- [74] : Holt P.K., Barton G.W., Mitchell C.A. The future of electrocoagulation as a localised water treatment technology. Chemosphere, 355-367,2005.
- [75] : Mollah M.Y.A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D.L. Electrocoagulation (EC)-science and applications. Journal of Hazardous Materials, 2001, 29-41.).

Références bibliographiques

[76] : M. Bayramoglu, M. Eyvaz, M. Kobya, Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation : economical evaluation, *Chem. Eng. J.*, 128, 155–161(2007).

[77] : Mollah M.Y.A., Pathak S.R., Patil P.K., Vayuvegula M., Agrawal T.S., Gomes J.A., Kesmez M., Cocke D.L. Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 165-171, 2004.

[78] : BOISSONNEAU P.,BYRNE P. An experimental investigation of bubble-induced free convection in a small electrochemical cell. *Journal of Applied Electrochemistry*, 767-775,2000.

[79] : Anon. (1996) Electroflocculation : removal of oil, heavy metals and organic compounds from oil-in-water emulsions. *Filtr. Sep.*, 33(4), 295-303.

Résumé :

Dans le cadre de traitement des eaux, des techniques conventionnelles et nouvelles ont été appliquées à savoir : la coagulation-floculation et l'électrocoagulation-électro flottation ; la première est basée sur l'ajout de coagulants (sulfate ferrique, sulfate d'aluminium) cette technique est la plus utilisée dans les stations de traitement, la deuxième est basée sur l'utilisation des électrodes (en aluminium, en fer) alimentés par un courant électrique ,ce procédé a démontré une efficacité meilleure par rapport aux autres procédés.

Les mots clés:

Traitement, Coagulation-floculation, électrocoagulation électro flottation, coagulants, électrodes.

Abstract:

In the water treatment part, conventional and new techniques where applied namely: coagulation flocculation and electro-coagulation electro flotation; the first is based on the addition of coagulants (ferric sulfate, aluminum sulfate), this technique is most commonly used in the processing stations, the second is based on the use of the electrodes (aluminum, iron) fed by an electric current, this method has demonstrated better efficacy compared with other processes.

Keywords:

Treatment, coagulation-flocculation, electro-coagulation electro flotation, coagulants, electrodes.

ملخص:

في إطار معالجة المياه الملوثة استعملت تقنيات تقليدية وحديثة هي: تقنية التثخير الكيميائي وتقنية التثخير الكهربائي. الأولى تستند على إضافة مخثرات كيميائية (سولفات الحديد، سولفات الألمنيوم) وهي التقنية الأكثر شيوعا في محطات المعالجة، أما الثانية فتستعمل الكترودات (الحديد، الألمنيوم) يغذيها تيار كهربائي، و هذه الطريقة لها فعالية أكبر مقارنة بالتقنيات القديمة.

كلمات رئيسية:

المعالجة، التثخير الكيميائي، التثخير الكهربائي، مخثرات، الكترودات.