



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université d'El Oued



Département d'Hydraulique et Génie Civil

Faculté de Technologie

MEMOIRE :

Présenté en vue de l'obtention du diplôme du master en hydraulique

Option : ouvrages hydraulique

Thème :

Etude de l'élimination de la matière
organique des eaux par l'électrocoagulation

Dirige par :

M. OUAKOUEK ABDELKADER

M. BOUCHEMAL FATTOUM

Présenter par :

- SENIGRA ALI

- GUESSEIR AKRAM

- NECIR OUSSAMA

Promotion : juin 2021

Dédicace

Ce travail était malheureusement un rêve disparu... Vous ne vous ennuierez jamais

Non pas à cause de son absence parce que c'est la volonté de Dieu, mais à cause de notre
nature humaine et de notre égoïsme

Et innée... Nous aurions aimé qu'elle soit présente parmi nous, non seulement
spirituellement, mais aussi physiquement.

Mon père, que Dieu vous fasse miséricorde, dans ses vastes jardins.

Une autre personne... ma mère... la femme qui m'a tout appris... même si parfois apprendre
n'était pas facile... mais ma vie a été grandement influencée par sa personnalité disciplinée,
sérieuse et affirmée.

Ma chère maman, que Dieu préserve votre santé et prolonge votre vie.

A ma chère famille de petite à grande, mes sœurs, mes frères, ma femme.

Il a aussi un rôle à jouer pour continuer mon travail et y arriver... Je remercie chaque
membre ici présent en son nom.

Tous mes amis.

A tous mes professeurs qui m'ont suivi depuis les premières années d'école jusqu'à
maintenant.

Necir oussama

Dédicace

Je dédie ce modeste travail tout d'abord à la

Lumière de ma vie, ma chère mère qui m'a

Soutenu et m'a toujours motivé et encouragé.

À mon cher père qui, grâce à ses conseils,

M'a permis d'atteindre mes objectifs.

À mes très chères sœurs.

À tous mes proches de la famille et des amis.

Senigra Ali

Dédicace

Une fois, le moteur de recherche a rencontré de nombreux obstacles, mais j'ai essayé de les surmonter régulièrement, grâce à Dieu et à Lui.

A mes parents, frères et amis. Ils étaient comme l'humérus et le support afin de compléter la recherche.

Je ne devrais pas oublier mes professeurs qui ont eu le plus grand rôle en me soutenant et en me fournissant des informations précieuses.

Prier Dieu Tout-Puissant pour prolonger votre vie et vous bénir avec des primes.

Guesseir akram

Remerciement

Tout d'abord, nous remercions Dieu pour la santé et le bien-être de nous avoir donné l'opportunité, la volonté et la force d'établir et de terminer ce travail malgré les circonstances difficiles que nous traversons en raison de la pandémie de COVID-19.

Ensuite, je souhaite congratulerez les personnes qui je considère comme les deux grands gons dont je tire la force et la motivation afin de réussir et d'arrivée à donner tout ce qui est nouveau et unique, donc j'adresse ma gratitude à Pr : Bouchemal Fattoum, et Dr : Abdelkader Ouakouak Je les remercie profondément pour la qualité de leurs encadrement exceptionnel et de mettre à ma disposition tous les moyens nécessaires pour la réalisation de ce travail.

Je n'oublie pas non plus de remercier les membres du jury d'avoir présider et d'examiner mon travail.

De plus sont mes professeurs qui m'ont apporté les bases de réussite et ils m'ont appris la façon d'anticiper et de résoudre les différents problèmes dans la vie universitaire je les dois un grand respect et de considération.

Merci aussi à tous mes collègues et amis. Je leur exprime ma profonde sympathie

Résumé

La présence de la matière organique dans les eaux naturelles peut dégrader leur qualité et avoir même des effets néfastes sur la santé des citoyens et l'environnement. Le but de ce travail est d'étudier la possibilité de dépollution d'une eau très chargée en acide organique par la technique d'électrocoagulation (EC). Nous nous sommes intéressés à l'élimination de l'acide humique en utilisant deux électrodes en aluminium sous un courant continu. Les paramètres qui ont été variés au cours de nos expériences sont, le courant imposé, et la concentration en acide et le temps d'agitation. L'efficacité d'élimination de la turbidité donne un bon résultat après la décantation qui a été atteinte à un courant de 0,24 A, une distance inter électrode de 2.5 cm, et une concentration de 500 Mg/L de l'acide humique et un pH 7,91 et une température ambiante (20 à 25°C).

Mots Clé : Acide humique, Electrocoagulation (EC), Électrodes en aluminium, courant, turbidité, décantation.

Abstract

The presence of organic matter in natural waters can degrade their quality and even have adverse effects on the health of citizens and the environment. The aim of this work is to study the possibility of decontaminating water very loaded with organic acid by the technique of electrocoagulation (EC). We were interested in the removal of humic acid using two aluminum electrodes under direct current. The parameters which have been varied during our experiments are, the imposed current, and the acid concentration and the stirring time. The turbidity removal efficiency gives a good result after decantation which has been achieved at a current of 0.20 A, an interelectrode distance of 2.5 cm, and a concentration of 500 Mg / L of humic acid and a pH of 7.91 and an ambient temperature (20 to 25 ° C).

Keywords: Humic acid, Electrocoagulation (EC), Aluminum electrodes, current, turbidity, settling.

المخلص

يمكن أن يؤدي وجود المواد العضوية في المياه الطبيعية إلى تدهور جودتها بل وله آثار ضارة على صحة المواطنين والبيئة. الهدف من هذا العمل هو دراسة إمكانية تطهير المياه المحملة بحمض عضوي بتقنية التخثير الكهربائي (EC). كنا مهتمين بإزالة حمض الدبالية باستخدام قطبين من الألومنيوم تحت التيار المباشر. المتغيرات التي تم تنوعها خلال تجاربنا هي: التيار المفروض وتركيز الحمض ووقت التحريك. تعطي كفاءة إزالة العكارة نتيجة جيدة بعد الصب الذي تم تحقيقه عنتيار 0.24 أمبير، ومسافة بين القطب الكهربائي 2.5 سم، وتركيز 500 مجم / لتر من حمض الهيوميك ودرجة حموضة 7.91 ودرجة حرارة (20 إلى 25 درجة مئوية).

الكلمات المفتاحية: حمض الهيوميك، أقطاب الألومنيوم، التخثير الكهربائي، التيار، التعكر، الترسيب.

Tableau de matière

Dédicaces	
Remerciements	
Résumé	
Table des matières	i
Liste des figures	iv
Liste des tableaux	vi
Liste d'abréviations	
Introduction générale	02
Chapitre I : La matière organique dans les eaux de surface	
I.1. Introduction	06
I.2. Eaux de surface	06
I.2.1. pollution des eaux de surface	07
I.2.2. sources de pollution	08
a) urbaine	08
b) industrie	09
c) pollution d'origine agricole	09
I.2.3. pollutions des de surface par la matière organique	10
I.3. Origine des matières organiques dans les eaux de surface	11
I.4. Forme des matières organiques dans les eaux de surface	13
A) Solubles et colloïdales (carbone organique dissous COD)	13
B) Particulaire	13
I.5. Catégories de la matière organique naturelle	14
I.5.1. Matière organique naturelle	14
a) Généralités	14
b) Origine	14
c) Propriétés de la matière organique	14
d) Structure	15
I.5.1.1. Différentes fractions des substances humiques	16
a) Humus	16
b) Acide humique	16
c) Acide fulvique	18

I.5.2.Matière organique de type non humique (Substances non humiques)	20
a) Les acides aminés	20
b) Les glucides	20
c) Les protéines	21
d) Les lipides	21
e) Les tannins	21
I.6.Problèmes causés par la matière organique dans l'eau	21
I.7.Présence de la matière organique dans les eaux de surface Algériennes	22
I.8.Conclusion	24
Chapitre II : Généralités sur l'électrocoagulation	
II.1. Introduction	26
II.2. Définition de procédé de l'électrocoagulation	26
II .3. Principe électrocoagulation	26
II .4. La différence entre l'EC et la coagulation-floculation chimique	28
II .5. Les matériaux utilisés pour les électrodes	29
II .6. Les réactions aux électrodes	30
II .7. Principales lois d'électrolyse	33
II.8. Les principaux facteurs influençant le processus d'Ec	36
II.8 .1. Intensité de courant	36
II.8.2. Effet de pH	37
II.8.3. Effet de la conductivité de la solution	39
II.8.4. Influence de l'écart entre les électrodes	39
II.8.5. Autres facteurs influençant l'électrocoagulation	40
II.9. Conclusion sur la bibliographie	41
Chapitre III : matériels et méthodes expérimentales	
III.1. Introduction	43
III.2.Matériel et méthode	43
III.2.1. Produits et Réactifs	43
III.2.2. Eau brute a traité	43
III.2.3. Matériels	44
III 2.3.1. Electrodes utilisées	45
III .2.3.2. La cellule d'électrocoagulation	45
III.3. Dosage de l'acide humique par Spectrophotométrie	48

III.3.1. Le rayonnement ultraviolet (UV)	48
III.3.2. Domaine UV-visible de la spectrophotométrie	49
III.4. Protocole d'analyse	50
III .4.1. Choix de la longueur d'onde d'absorption	50
III .4.2. Etablissement de la courbe d'étalonnage du l'Acide humique	50
III.5. Mode opératoire	52
III .5.1. Préparation des solutions	52
III.5.2. Mise en œuvre expérimentale	52
III.6. Conclusion	52
Chapitre IV : Résultats et discussions	
IV.1. Introduction	54
IV.2. Description des mécanismes du procédé	54
IV.3. Paramètres réactionnels	54
IV.3.1. Temps d'agitation	54
IV.3.2. Intensité du courant	57
IV.3.3. La concentration en AH	62
IV.4. Conclusion	67
Conclusion générale	69
Références bibliographiques	71

Listes des figures

N0 de lafigure	Titre	Page
CHAPITRE I : LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX DESURFACE (MON)		
Figure (I.1)	Concentration approximatives en carbone organique dissous et particulaire des eaux naturelles (Thurman, 1985).	11
Figure (I.2)	Schéma du cycle de la matière organique et des transferts de carbone (Harvey, 2006).	12
Figure (I.3)	Granulométrie des principaux constituants de la matière organique contenue dans les eaux naturelles. Le terme CS se rapporte aux composés simples comme les carbohydrates, les glucides et les lipides (Petitjean et al., 2004).	13
Figure (I.4)	Modèle d'un acide humique (Stevenson, 1982)	17
Figure (I.5)	Modèle d'acides humiques d'après Schulten & Leinweber (2000)	17
Figure (I.6)	Modèle d'un acide fulvique (Stevenson, 1982)	18
Figure (I.7)	comparaison entre les acides humiques et les acides fulvique (d'après Trevisan,2010)	19
CHAPITRE II : TRAITEMENT DES EAUX PARELECTROCOAGULATION		
Figure(II.1)	Schéma de principe de l'électrocoagulation (Holt et al, 2002)	27
Figure(II.2)	Diagramme de prédominance des espèces aluminium en fonction du pH. (Hosni,1996)	38
CHAPITRE III : Matériel et Mode opératoire		
Figure (III.1)	Electrodes utilisée lors de travail	45
Figure(III.2)	Dispositif expérimental	46
Figure(III.3)	Schéma de dispositif expérimental	46
Figure(III.4)	Dimensionnement du dispositif expérimental.	47
Figure (III.5)	Schéma de principe du spectrophotomètre UV-visible mono faisceau	49
Figure (III.6)	Courbe d'étalonnage d'acide humique (AH)	51
Chapitre IV : Résultats et discussions		
Figure(IV.1)	Effet de temps d'agitation sur la turbidité de l'eau brute	55
Figure (IV.2)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (la durée	56

	du premier prélèvement est de 10 min).	
Figure (IV. 3)	Effet de l'intensité de courant sur l'élimination de l'AH (0,04 A).	58
Figure (IV.4.)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (0.04 A).	58
Figure (IV.5)	Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute (0.10 A).	59
Figure (IV.6)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (0.01 A).	60
Figure (IV.7)	Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute (0.24 A).	61
Figure (IV.8)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (0.24 A).	61
Figure (IV.9)	Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute (0.04 A, 0.10 A, 0.24 A).	62
Figure (IV.10)	Effet de variation la concentration en AH.	64
Figure (IV.11)	Effet de variation la concentration (AH+Argile)	65
Figure (IV.12)	Effet de variation la concentration en substances humique	65
Figure (IV.13)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (C0=100 mg)	66
Figure (IV.14)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH+ARGILE (C0=100 mg)	66

Liste des tableaux

N ^o du Tableau	Titre	Page
CHAPITRE I : La matière organique dans les eaux de surface		
Tableau (I.1)	Quelques caractéristiques des eaux de surface	07
Tableau (I.2)	Composition élémentaire des acides humiques et fulviques (Steelink, 1983)	20
Tableau (I.3)	Charge organique de quelques eaux de surface à travers l'Algérie (A.N.R.A.H, 2005). (Harrat, 2013).	23
CHAPITRE II : Traitement des eaux par Electrocoagulation		
Tableau (II.1)	des exemples pour des électrodes utilisées avec son composition et rendement aux types de polluants	29
CHAPITRE III : Matériel et Mode opératoire		
Tableau (III.1)	la caractéristique de produit utilise "Acide humique"	43
Tableau (III.2)	Compositions moyenne Mg/L de l'eau Fezguia.	44
Tableau (III.3)	Matériels utilisés lors des essais expérimentaux.	44
Tableau (III.4)	Tableau d'étalonnage.	51
CHAPITRE IV : Résultats et discussions		
Tableau (IV.1)	Effet de temps d'agitation.	55
Tableau (IV.2)	Effet Intensité du courant (0.04 A).	57
Tableau (IV.3)	Effet Intensité du courant (0.01 A).	59
Tableau (IV.4)	Effet Intensité du courant (0.24 A).	60
Tableau (IV.5)	Effet de variation de la concentration en AH.	63
Tableau (IV.6)	Effet de variation la concentration en AH.	63
Tableau (IV.7)	Effet de variation la concentration en AH+ ARGILE.	64

Liste d'abréviations

Liste d'abréviations

MO : Matière organique

MES : Matière en suspension

COT : Carbone organique totale

COD : Carbone organique dissous

MOD : Carbone organique dissoute

CS : Composé simple

EC : Electrocoagulation

CC : Coagulation-chimique

DBO5 : Demande biologique en oxygène

DCO : Demande chimique organique

TDS : Taux de solide dissous

TAC : Taux alcalimétrique complet

PH : Le potentiel d'hydrogène

Introduction

Introduction générale

Quand on veut parler d'histoire, l'eau elle-même représente de nombreux peuples et détermine leur position. L'eau simplement détermine la formation des nations, mais tout le monde s'accorde aujourd'hui à dire que les eaux souffrent d'une pollution, et en retour, les besoins en eau potable augmentent et c'est ça la vérité actuelle choquante.

Parmi les ressources des eaux on trouvera les eaux de surface qui sont souvent disponibles en plus grande quantité que les eaux souterraines et la majorité des grandes municipalités du monde s'alimentent en eau potable à partir d'une eau de surface.

Malheureusement, les ressources en eau sont soumises à diverses formes de pollution. L'on distingue la pollution naturelle due à la présence des débris végétaux et animaux et la pollution causée par l'activité humaine cela veut dire que les eaux de surface plus vulnérable de pollution. Cette dernière peut être accidentelle ou volontaire à travers les rejets industriels, les pesticides, les engrais, etc. Si l'on peut contrôler voire limiter la pollution due à l'activité humaine, il est difficile d'empêcher la présence de débris végétaux et animaux dont la dégradation conduit à la formation des substances humiques.

Notons que les matières organiques dans les eaux de surfaces posent actuellement un problème aux stations de traitement des eaux potables. En effet, les principaux problèmes engendrés sont globalement la détérioration de la qualité organoleptique, un développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution et par suite aggravation de la corrosion, et aussi une consommation importante du chlore lors de la désinfection (Le Chevalière, 1990).

On tient compte que les substances humiques, composés principalement des deux fractions « acide humique » et « acide fulvique », constituent la partie la plus importante des macromolécules dissoutes dans les eaux de surface. Elles représentent en moyenne 30 à 50 % du carbone organique dissous et parfois 90 % dans certaines eaux très colorées (Thurman, 1985 ; Legube, 1983).

La présence d'AH dans une eau de consommation est un souci majeur car il représente un sérieux problème de santé publique. En effet, l'AH est responsable de la dégradation des caractères organoleptiques des eaux (couleur, goût et odeurs). Aussi en raison de son affinité avec les métaux (Kerndorff and Schnitzer, 1980), l'AH contribue à accroître la concentration dans l'eau de certains polluants métalliques (Cu, Pb, Al, etc.) dont la toxicité est reconnue. Et plus grave, lorsqu'une eau contenant l'AH subie la chloration, le chlore réagit avec les

composés humiques pour former des organochlorés tels les trihalométhanes reconnus pour être cancérigènes et mutagènes (De Marini, 2011 ; Richardson et al., 2007).

Pour résoudre la pollution liée à la présence des AH dans l'eau, diverses méthodes de traitement ont été développées dans la littérature. Citons par exemple la coagulation- floculation..., etc. De nombreux travaux entrepris sur ce sujet se sont focalisés sur l'emploi d'un procédé de traitement unique. Cependant, l'utilisation individuelle de ces méthodes ne permet pas généralement d'atteindre une élimination satisfaisante. C'est pourquoi dans ce travail, nous concernons d'exécuter avec une technique développée et moderne pour l'élimination de cette précédente. Notre choix s'est porté sur le procédé d'électrocoagulation, et nous avons opté pour cette méthode considérée comme l'une des techniques de traitement les plus utilisées pour enlever les composés organiques et ions métalliques de l'eau, en général et utilisée pour les divers rejets. Cette technique de traitement semble également avoir des propriétés de désinfection et elle permet une diminution des odeurs reliées aux effluents industriels, deux caractéristiques intéressantes pour l'industrie.

L'électrocoagulation parmi des techniques en vogue pour la rétention des AH en raison de son efficacité et de sa simplicité de mise en œuvre. Cependant, le choix de l'EC est primordial et détermine la performance du traitement, nécessitent pas d'ajout des produits chimiques mais tout simplement par des électrodes que ce soit en fer ou en aluminium qui réagissent comme un coagulant permettant la coagulation-floculation des polluants.

De ce fait, l'objectif principale de notre mémoire est de donner une contribution à la mise au point de la performance de procédé électrocoagulation utilisant les électrodes en aluminium dans l'élimination de matière organique de type humique spécifiquement l'acide humique contenue dans un milieu constitue par une matrice assez complexe de composé organique et minéraux.

Dans la suite, le manuscrit s'articule autour de deux parties subdivisées en différents chapitres:

La première partie sera consacrée à la revue bibliographique. Regroupée en deux chapitres :

Le premier chapitre fera des généralités sur la pollution des eaux de surface, un aperçu général sur les sources de ces pollutions notamment la pollution organique et son origine.

Ce chapitre est consacrée également à représenter des formes et catégories de la matière organique naturelle et abordée les deux fractions des substances humiques. Ainsi que ce

Introduction générale

chapitre rappellera les différents problèmes causé ce dernier, et faire le point des connaissances relative à l'existence de la matière organique dans les eaux de surface Algériennes.

Le deuxième chapitre donnera une idée sur le procédé d'électrocoagulation avec quelques détails pour présenter cette technique.

La seconde partie est dédiée aux essais expérimentaux et elle sera présentée en deux chapitres

Le premier chapitre expose la méthodologie expérimentale suivi pour réaliser les essais d'électrocoagulation et présentera la procédure adoptée et le matériel utilisée lors de travail.

Le deuxième chapitre contient les résultats visuels obtenus de la cinétique d'élimination de l'acide humique par le procédé d'EC au niveau de notre laboratoire.

Enfin, l'étude se termine et clôturé par une conclusion générale qui met en évidence les principaux résultats du travail entrepris puis présentent les perspectives.

Chapitre I :

*La matière organique dans les
eaux de surface*

I.1. Introduction

Les eaux de surface sont souvent disponibles en plus grande quantité que les eaux souterraines mais elles sont aussi plus vulnérables aux sources de pollution naturelles et anthropiques. Donc une eau de surface est un milieu très dilué et complexe, contenant des matières minérales et organiques diverses en suspension ou en solution. Les matières dissoutes et colloïdales constituent à elles seules 60 à 80% de la charge organique d'une eau à côté des argiles et des hydroxydes métalliques, on trouve des acides humiques, fulviques (**Hama et Handa, 1983**). Ces dernières s'avèrent souvent impropres à la consommation en raison de la pollution générée par nos activités urbaines, industrielles et agricoles. La qualité de ces eaux varie selon le cas, elles sont naturellement riches en matière organique. De ce fait, les eaux de surfaces nécessitent des installations et des méthodes de traitement conséquentes. Dans ce contexte, s'articule le but de notre chapitre est de faire une synthèse sur la pollution des eaux de surface et ces sources tout en développant la matière organique et son origine et ces formes, catégories. Ainsi qu'une brève description sur les problèmes causés et engendrés par la matière organique et accompagné par un état des connaissances sur la matière organique existante dans les eaux de surface Algériennes.

I.2. Eaux de Surface

Les eaux superficielles qualifient toutes les eaux naturellement ouvertes sur l'atmosphère, y compris les fleuves, les rivières, les lacs, les réservoirs, les ruisseaux, les lacs de barrage, les mers, les estuaires, etc. Que la composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux sont le siège, dans la plupart des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés dedans et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur. C'est à cause de ça que ces eaux sont rarement potables sans aucun traitement. Cette eau de surface est naturellement alimentée par les précipitations et naturellement perdue par l'évaporation et l'infiltration souterraine dans le sol. Les eaux de surface présentent des caractéristiques particulières sont présentés dans le tableau I-1. (**Bouzegag, 2018**)

Tableau (I.1) : Quelques caractéristiques des eaux de surface.

Paramètres	Eaux de surface
Température	Variable (saisons)
Turbidité / MES vraies ou colloïdales	Variable (parfois élevée / crues, rejets de carrières, fortes pluies)
Couleur	Dépend essentiellement des MES, des acides humiques, tannins, etc. et des algues
Goûts et odeurs	Fréquents
Minéralisation globale / Salinité	Variable (précipitations rejets, nature des terrains traversés, etc.)
Fe et Mn divalent dissous	Normalement absents sauf dystrophisation des eaux profondes.
CO ₂ agressif	Généralement absent
O ₂ dissous	Variable (proche de la saturation dans les eaux propres / absent dans les eaux polluées)
H ₂ S	Absent
NH ₄	Seulement dans les eaux polluées
Nitrates	Variable (normalement absent, parfois en quantité dans les zones d'excédent azoté).
Silice	Teneur normalement modérée.
Micropolluants minéraux et Organiques	Surtout présents dans les eaux des régions Industrialisées
Solvants chlorés	Normalement absents
Éléments vivants	Virus, bactéries, algues, protistes, etc. Présence d'organismes pathogènes toujours possible
Eutrophie	Possible, davantage si les eaux sont chaudes

I.2.1. Pollution des eaux de surface

La pollution désigne toute modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie, à travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico- chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes.

Par ailleurs, la pollution aquatique est une altération de sa qualité et de sa nature qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner aussi bien les eaux superficielles que souterraines. (Graindorge et Landot, 2007 ; Khalfaoui, 2012). Elle peut être définie aussi, comme la surexploitation des capacités d'autoépuration du milieu naturel (Melghit, 2013).

I.2.2. Sources de la pollution

L'eau dans la nature et à fortiori celle qui est employée à des usages industriels et domestiques n'est jamais pure, de par les impuretés qu'elle peut renfermer sous les 3 états : Solides, liquides ou gazeux et qui peuvent être caractérisées par la taille qu'elles prennent en milieux aqueux.

La pollution de l'eau a pour origines principales, l'activité humaine, les industries, l'agriculture et les décharges de déchets domestiques et industriels (**Chalon et al., 2006**).

Donc il existe deux types de source de la pollution des eaux de surface : Une source naturelle et un autre anthropique.

- **Source de pollution naturelle**

Ce type de pollution se trouve pour toute eau en contact avec l'atmosphère car celle-ci contient du gaz carbonique CO_2 qui est soluble dans l'eau pour donner de l'acide carbonique de formule H_2CO_3 . On comprend ainsi qu'une concentration de CO_2 dans l'atmosphère conduit à une acidification de l'eau à son contact. Ainsi, même avant l'existence des pluies acides d'origine anthropique, les pluies naturelles étaient légèrement acides, ceci étant toujours le cas dans des zones protégées telles que les forêts amazoniennes (**Olivier, 2005**), cette dernière résulte aussi de l'eutrophisation (**Beyade, 2013**).

- **Source de pollution anthropique**

L'homme est une partie intégrante des écosystèmes terrestres, pour répondre à ses besoins sans cesse, il a synthétisé volontairement toute sortes de molécules de plus en plus complexes, comme les médicaments, les produits sanitaires, les plastifiants, etc. Ses activités ont généré ou augmenté la présence naturelle d'autres contaminants, sans réelle maîtrise de leur gestion (**Zgheib, 2009**). C'est à dire les rejets des activités domestiques, urbaines, agricoles et industrielles constituent la principale source de pollution anthropique des eaux de surface, le

Vecteur de transport et de dissémination idéale de ces rejets est l'eau.

Donc on peut classer les différentes sources de pollution en trois grandes catégories :

a) Urbaine

L'origine des eaux résiduaires urbaines est principalement domestique où les populations génèrent les $\frac{3}{4}$ des eaux usées. Ces effluents sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines telles que les urines, fèces, eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments

(eaux ménagères). Les eaux usées urbaines peuvent aussi contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle, mais normalement, ces dernières doivent avoir subi un prétraitement pour atteindre des caractéristiques comparables à celles des eaux usées domestiques pour permettre un traitement en commun (**Gérard, 1999**). Elle est caractérisée par de fortes teneurs en matières organiques, des sels minéraux dont l'azote et le phosphore et des germes féaux, etc. (**Genin et al., 2003**). On peut dire dans ce cas les produits en cause sont les huiles, carburants et eaux usées (par infiltration et ruissellement).

b) Industrielle

Elle constitue les déchets liquides obtenus lors de l'extraction et de la transformation de matières premières en produits industriels.

Les eaux résiduaires proviennent principalement de l'eau consommée dans de nombreuses opérations de fabrication par voie humide, comme par exemple : la précipitation, le lavage, le nettoyage des appareils, les ateliers, les filtrations, les distillations, etc. (**Meinck et al., 1977**).

Les effluents industriels peuvent causer des pollutions organiques (industries agroalimentaires, papèteries), chimiques (tanneries, usines textiles...) ou physiques (réchauffement par les centrales thermiques, matières en suspension des mines ou de la sidérurgie). Ils sont responsables de l'altération des conditions de clarté et d'oxygénation de l'eau, pouvant aussi causer l'accumulation de certains éléments dans la chaîne alimentaire (métaux, pesticide, radioactivité).

La pollution peut aussi être due à l'infiltration de produits toxiques mal entreposés, à des fuites dans les réservoirs ou à des accidents lors du transport de matières dangereuses menant à des concentrations dans les eaux qui peuvent aisément atteindre 1g/l (**Olivier, 2005**), donc on peut dire aussi dans ce cas les produits en cause sont les produits chimiques et les hydrocarbures (par infiltration et ruissellement).

c) Pollution d'origine agricole

La pollution d'origine agricole provient surtout des engrais et pesticides épandus dans le sol sur de très grandes surfaces à proximité ou pas de cours d'eau (**Olivier, 2005**). Le problème de la pollution agricole est un peu différent, dans la mesure où cette source de pollution n'arrive qu'indirectement à la station. C'est le cas en particulier des engrais et pesticides qui passent d'abord à travers les milieux naturels (nappes phréatiques, rivières...) (**Graini, 2011**). Les produits en cause sont les nitrates et les pesticides (par infiltration).

On peut citer aussi qu'il y a plusieurs familles de pollutions comme suite :

- Les pollutions organiques et inorganiques.
- Les pollutions chimiques (métaux lourds).
- Les pollutions biologiques.
- Les pollutions radioactives.

I.2.3. Pollutions des eaux de surface par la matière organique

Le terme de matière organique est utilisé pour désigner l'ensemble des substances organiques d'un écosystème naturel autre que les organismes vivants et les composés d'origine humaine (**Filella, 2009**). Par définition, une matière organique naturelle est un matériau constitué de composés organiques qui proviennent de la décomposition d'organismes qui étaient autrefois des êtres vivants tels que les plantes, les animaux et les micro-organismes et leurs déchets dans l'environnement naturel (**Chung et al., 2012**).

La matière organique, présente naturellement dans les eaux peut varier considérablement, en fonction de son origine, du mode de transformation, de l'âge et de l'environnement mais dont les teneurs pourraient varier suivant les activités anthropiques, pose des problèmes réels pour le traitement et la mise à disposition d'eau potable.

Les eaux de surface contiennent généralement de 2 à 10 mg/ L de carbone organique total (COT) mais certaines valeurs plus élevées (jusqu'à 30 mg/L de COT peuvent être rencontrées dans les eaux retenues (barrages, lacs) (**Lefebvre, 1990**).

En moyenne, le COT inclut moins de 10% de 90% de carbone organique particulaire (COP). Le carbone organique dissous (COD) est essentiellement issu des processus de dégradation des végétaux et des débris animaux (**Thurman, 1985**). Certains micropolluants provenant de l'activité agricole, des rejets industriels et urbains y sont également présents, mais à des Concentrations faibles, de l'ordre du µg/L, voire du ng/L (**Lefebvre, 1990**). Le carbone organique particulaire est principalement composé de sédiments, zooplancton, phytoplancton et bactéries. Le carbone organique total (COT), le carbone organique dissous (COD) ainsi que l'indice permanganate caractérisent les principaux paramètres analytiques retenus pour apprécier l'évolution de la matière organique des eaux naturelles (**Martin-Mousset et al., 1997**) La figure I-1 représente l'ordre de grandeur des pourcentages en ces deux types de matière organique dans différents types d'eaux.

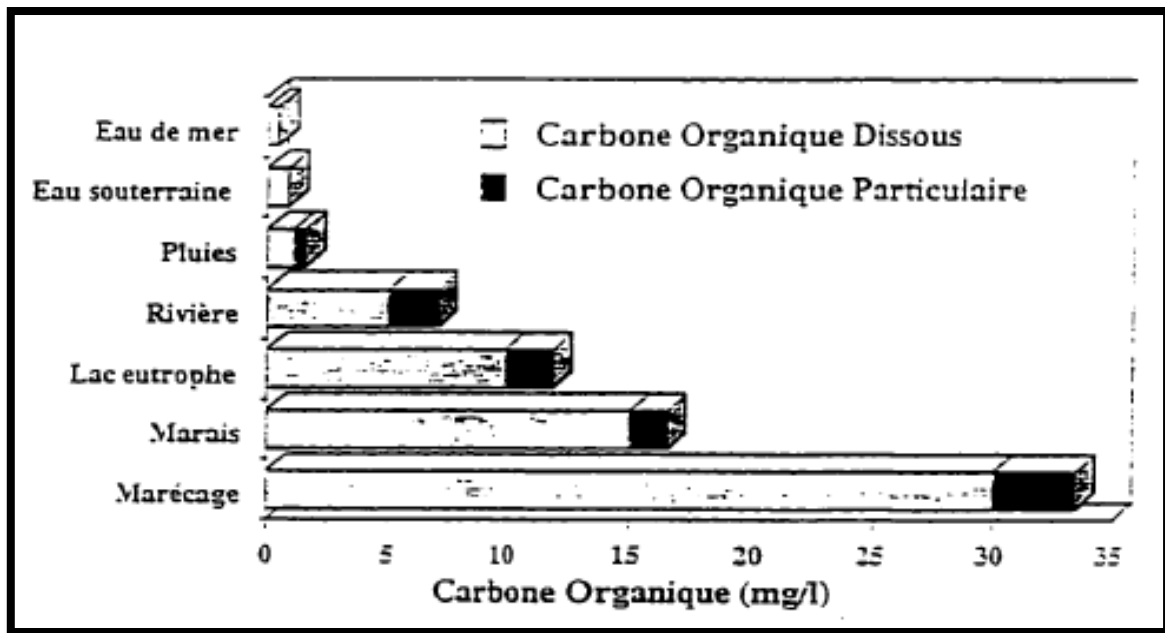


Figure (I.1) : Concentration approximatives en carbone organique dissous et particulaire des eaux naturelles (Thurman, 1985).

I.3. Origine des matières organique dans les eaux de surface

L'étude de la matière organique est très complexe et difficile à cause de son état dynamique du fait qu'elle subit sans cesse des cycles biologique métabolisation et décomposition dans l'environnement aquatique, On peut rassembler les sources de matières organiques en grands ensembles suivant qu'elles soient d'origine principalement animale ou végétale ou bien encore qu'elles soient endogènes ou exogènes au milieu aquatique.

La matière organique est majoritairement synthétisée par le phytoplancton puis utilisée comme nutriments par d'autres espèces qui peuvent la métaboliser puis l'excréter sous une autre forme (Figure I-2). Dans les eaux profondes ou plus généralement dans les zones aphotiques, la production par les bactéries devient majoritaire (**Duursma et Dawson, 1981**). Une troisième zone de production de la matière organique dans les eaux naturelles est l'interface eau-sédiment où elle subit des transformations biologiques ou chimiques lentes (**Duursma et Dawson, 1981**).

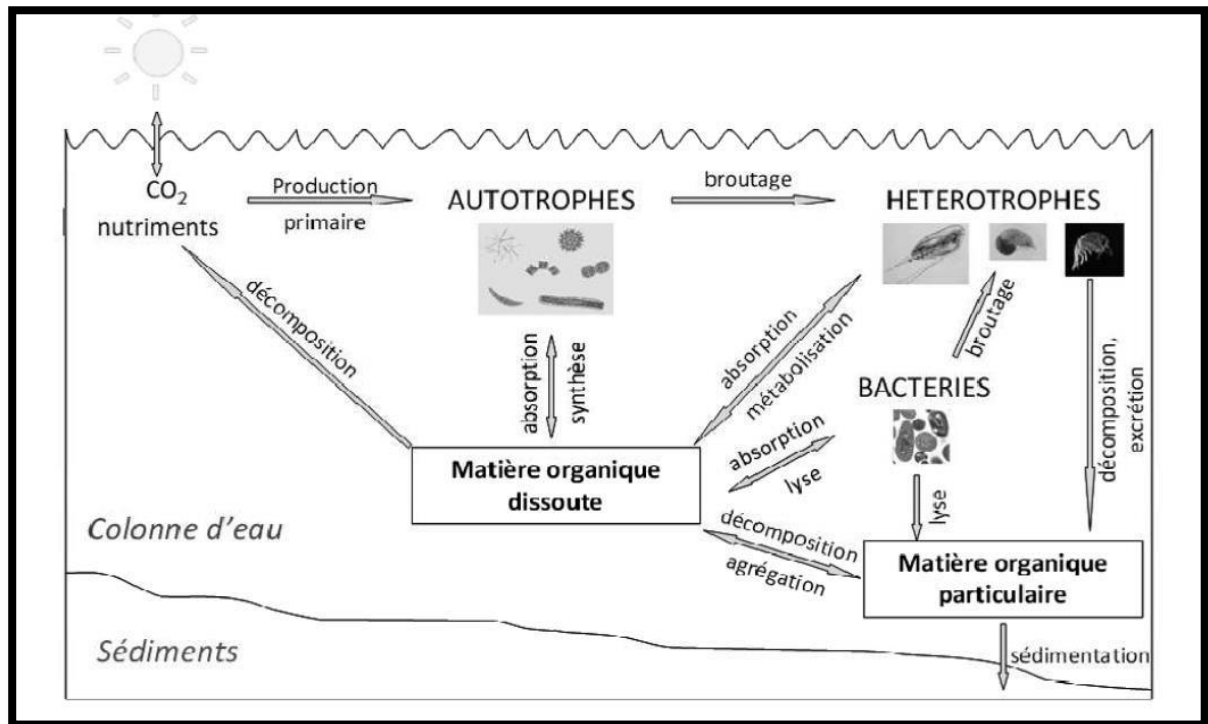


Figure (I.2) : Schéma du cycle de la matière organique et des transferts de carbone (Harvey, 2006)

On regroupe les sources de la matière organique dans deux familles :

- **Biodégradation des matériaux autochtones :**

Il s'agit de la matière organique produite au sein des environnements aquatiques proprement dits, soit du fait du développement et de l'activité des organismes phototrophes (phytoplancton, macrophytes,...), soit du fait de la dégradation de ces mêmes organismes par les organismes brouteurs et les bactéries (Petitjean et al., 2004).

- **Biodégradation des matériaux allochtones :**

Il s'agit de la matière organique issue de la dégradation des végétaux supérieurs qui est apportée aux environnements aquatiques par les eaux de nappe et les eaux de ruissellement. Ce compartiment comprend également les apports de matière organique anthropique provenant des déjections animales (fumier, lisier), des résidus urbains et/ou industriels (boues de station d'épuration, hydrocarbures) ou encore de l'utilisation de produits phytosanitaires (Petitjean et al., 2004).

I.4. Forme des matières organiques dans les eaux de surfaces

À la multiplicité des sources, correspond une multiplicité des formes que prend la matière organique dans les eaux brutes (Figure I-3). Pour des raisons analytiques, on distingue les formes dissoutes et particulaires (Cemagref, 2004) :

A. Solubles et colloïdales (carbone organique dissous COD).

- Les acides humiques et fulviques.
- La cellulose.
- Les hydrocarbures.
- Les acides aminés, lipides et sucres (hydrate de carbone).
- Les sécrétions animales ou végétales, autolyse des organismes aquatiques, virus.

B. Particulaire (carbone organique particulaire COP)

- Les micro-organismes tels que les algues (phytoplancton), le zooplancton, les champignons et les bactéries.
- Les substances humiques fixées aux argiles (complexe argilo-humique) ;
- Les débris divers issus de la fragmentation (feuilles mortes à l'automne, résidus de fauche sur les rives)

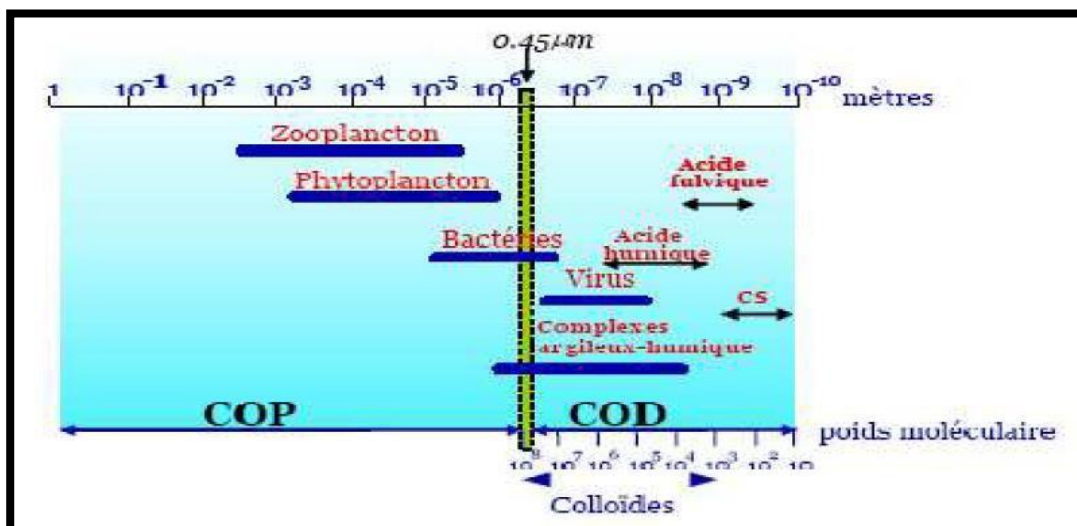


Figure (I.3) : Granulométrie des principaux constituants de la matière organique contenue dans les eaux naturelles. Le terme CS se rapporte aux composés simples comme les carbohydrates, les glucides et les lipides (Petitjean et al., 2004).

Cette dernière recoupe l'ensemble des composés organiques dont la taille est supérieure aux seuils de coupure standard à 0.45 μm ou 0.22 μm (figure I-3) et il s'agit le plus souvent, d'organismes tels les algues et les débris végétaux divers (tissus cellulaires) (**Gruau et al., 2004**). La matière organique dissoute (MOD) ou le carbone organique dissous (COD) représente l'ensemble des molécules organiques résiduelles, dissoutes ou colloïdales, contenues dans les eaux après filtration (seuils de coupure à 0.45 μm ou 0.22 μm suivant les auteurs).

I.5. Catégories de la matière organique naturelle

De manière générale, on distingue dans la matière organique naturelle deux grands groupes:

a. Matière organique de type humique (Substances humiques) Généralités

Les substances humiques sont des composés organiques naturels de type macromoléculaire.

Elles représentent la fraction la plus importante des eaux naturelles, soit 40 à 60% de carbone organique dissous (COD) et parfois 90% dans certaines eaux très colorées (**Thurman, 1985**). Elles se trouvent naturellement de manière diffuse dans les sols, dans les eaux de surface et surtout dans les produits de transformation de matières organiques liées aux activités humaines comme le compost, le fumier, les décharges et la lixiviation. Elles sont aussi concentrées sous forme de gisements fossilisés comme la léonardite actuellement exploitée commercialement. (**Canellas et al., 2008 ; Xiaoli et al., 2008 ; Badis et al., 2009 ; Abdelghani et al, 2014**).

Cette dernière joue un rôle non négligeable dans les filières de production d'eau potable à cause de :

- ❖ Leur participation à la coloration des eaux (jaune brun) et à l'acidification des eaux faiblement minéralisées.
- ❖ Leur propriété d'accumulation et de transport des micropolluants organiques (pesticides, Hydrocarbures etc...) et minéraux (métaux lourds). (**Astruc, 1986 ; Thibaud, 1987**).
- ❖ Leur consommation en réactifs chimiques au cours des étapes de la potabilisation des eaux (clarification, oxydation, désinfection). (**Lefebver, 1990 ; Le Marchand, 1981**).

b. Origine

Les substances humiques proviennent vraisemblablement de la polymérisation de molécules organiques issues elles-mêmes de lyses et d'exsudats cellulaires et des résidus organiques frais d'origine animale et végétale déposés à la surface du sol ou enfouis (**Le Marchand, 1981 ; Thurman, 1985**).

c. Propriétés de la matière organique

Les substances humiques sont jusqu'à présent très peu étudiée au niveau de leur

caractérisation chimique (carbohydrates, acides gras, acides aminés hydrocarbures et composés phénolique).

La composition élémentaire moyenne des substances humiques est la suivante : C=40 à 60% O= 30 à 50% H=4 à 6% N=0,50 à 2% S<1% P<1% Résidu=0 à 10%.

Cette composition élémentaire dépend du milieu aquatique et des saisons et est fonction aussi de la méthode d'isolation. (Croué, 1987 ; Le Marchand, 1981). Les masses moléculaires des diverses substances humiques sont très variables à cause de l'évolution permanente de ces substances que ce soit dans le sol ou dans l'eau, de la diversité des techniques employées (ultrafiltration, perméation sur gel, etc...) et de nombreux paramètres (pH, force ionique, présence des groupements fonctionnels des substances humiques) (Astruc, 1986 ; Malcolm, 1985). Les substances humiques constituent 25 à 50 % du carbone organique dissous (COD) des eaux de surface et parfois très colorées 90%, dans certaines eaux (Thurman et Malcolm, 1983 ; Thurman, 1985). Selon une étude réalisée sur plusieurs eaux de surface algériennes, les teneurs en ces substances sont évaluées entre 6.3 et 12.3 mg/l. Ces valeurs représentent 60 à 90 % du COT relatif à ces eaux (Achour et Moussaoui, 1993). Ainsi que les substances humiques sont constituées de matières organiques hétérogènes de couleur allant du jaune au noir et de compositions variables et ce sont des composés qui absorbent à la fois dans le visible et l'ultraviolet sans présenter une bande caractéristique d'absorption. Elles présentent également un spectre de fluorescence (Christman et Ghassimi, 1966 ; Thurman, 1985). On peut dire aussi les propriétés chimiques des matières humiques sont directement associées à leur forte teneur en groupements fonctionnels carboxyles (4 à 6,8 meq/g SH) et hydroxyles phénoliques (0,7 à 3,8 meq/g SH) (Jadas-Hecart et al., 1992).

d. Structure

La structure des substances humiques est encore mal définie, l'analyse spectrale (RMNC13) a permis de conclure que celles-ci sont constituées par des parties aliphatiques et aromatiques, les sites aromatiques représentent en moyenne 20 à 40% du carbone organique (Legube, 1983 ; Lefebvre, 1990). La structure macromoléculaire polyfonctionnelle des SH varie selon leurs origines biologiques et leurs processus de formation et présente toujours des capacités complexantes à l'égard des métaux (Buffle et Deladoey, 1982) et des propriétés leur conférant un rôle important dans le transport des micropolluants aromatiques (Rav-Acha et Rebhun, 1992 ; Cabaniss et al., 2000). Plusieurs auteurs se sont intéressés à identifier la structure très complexe des substances humiques. Les plus souvent mentionnés et connus sont les modèles proposés par Stevenson, (1982).

I.5.1.1. Différentes fractions des substances humiques

Les fractions des substances humiques reposent sur les différents niveaux de solubilité de leurs constituants. Donc les substances humiques sont subdivisées en trois fractions suivant leur solubilité dans l'eau ou dans différentes conditions acides/bases. Il s'agit des acides humiques (AH) et des acides fulviques (AF) et des humines.

a) Humus

C'est une fraction des substances humiques, qui reste insoluble dans l'eau à toutes les valeurs de pH. Ces substances disposent de la taille moléculaire la plus grande, leur poids moléculaire étant d'environ 300 000 daltons.

La teneur en oxygène de cette matière est aussi la plus petite, comprise entre 32 et 34 %, alors que la teneur en azote la plus grande, est aux alentours de 4%. En raison du poids moléculaire élevé, l'excès de charge négative sur leurs surfaces ne suffit pas à poétiser les macromolécules, même dans des milieux à pH fortement alcalins.

Leur mobilité en état coagulé dans le sol doit donc être considérée comme nulle (**Stevenson, 1982 ; Thurman, 1985 ; Croué, 1987**).

b) Acide humique

Une fraction des substances humiques qui est insoluble dans l'eau dans des conditions acides (pH < 2) fraction précipite à (pH = 1) mais qui se dissout à des valeurs de pH plus élevées.

Les acides humiques se dissolvent dans des solutions alcalines diluées, et précipitent dès que la solution est légèrement acidifiée.

La taille moléculaire de ces substances est moyenne, leur poids moléculaire oscille entre 5000 et 100 000 daltons.

La teneur en oxygène de cette matière est également moyenne, comprise entre 33 et 36 %, tout comme la teneur en azote, autour de 4 %. En raison du poids moléculaire moyen, il faut un domaine de pH au-dessus de 8 pour que l'excès de charge négative sur les surfaces de ces molécules soit suffisant à poétiser les macromolécules, et leur mobilité dans le sol dans des conditions pH neutres est limitée (**Stevenson, 1982 ; Thurman, 1985 ; Croué, 1987**).

C'est la fraction la plus abondante dans le sol. La figure I-4 donne un modèle structural d'un acide humique.

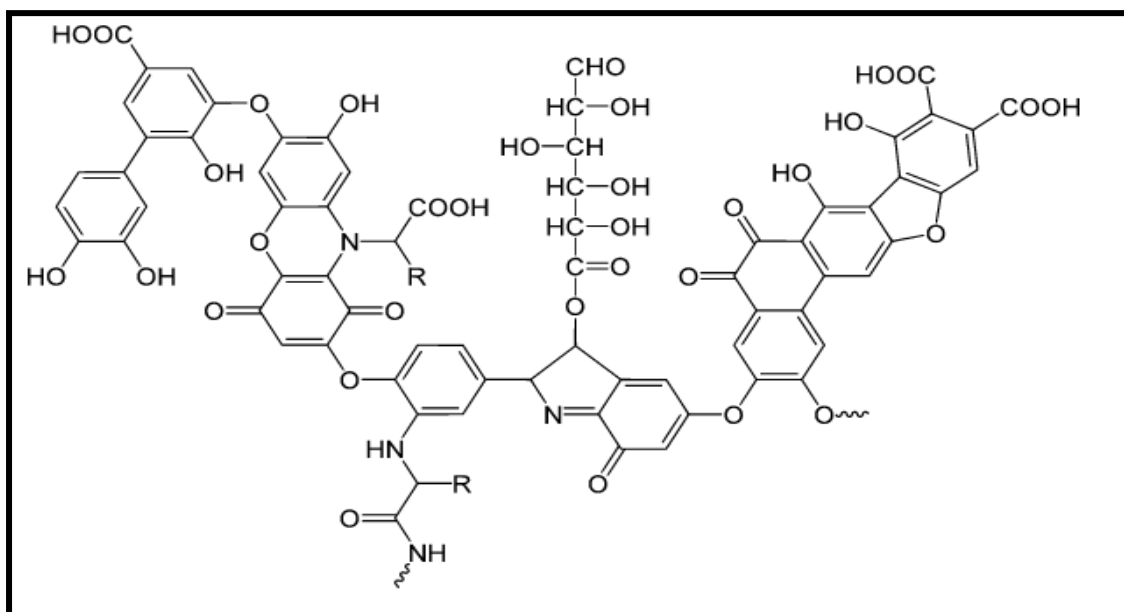


Figure (I.4) : Modèle d'un acide humique (Stevenson, 1982).

Parmi les modèles proposés, celui de **Schulten & Leinweber** (2000) est généralement préféré.

Ces auteurs proposent une structure en trois dimensions des acides humiques, basée sur un réseau formé de noyaux aromatiques (phénols, méthoxyphénols, furanes, pyrroles et pyridine) et de chaînes aliphatiques (alcanes, alcènes, acides, esters) comportant ainsi de nombreuses fonctions acides, alcools et esters figure I-5. Dans ce modèle, les acides humiques possèdent des « vides » pouvant piéger ou lier d'autres composants organiques tels que des glucides, des protéines, des lipides ou des éléments inorganiques.

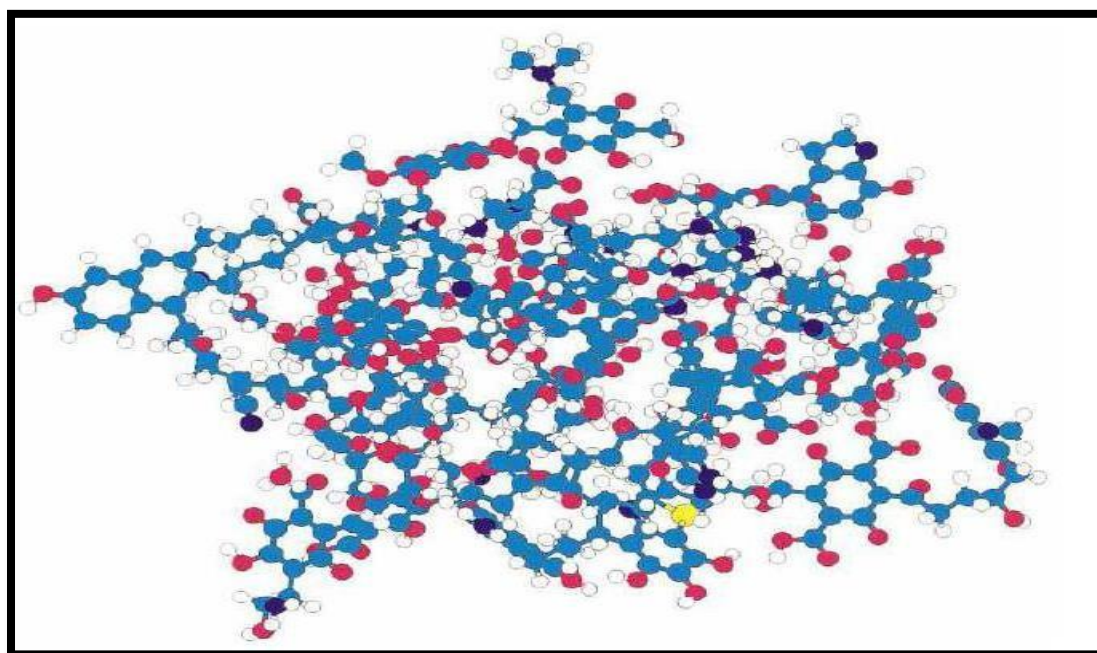


Figure (I.5) : Modèle d'acides humiques d'après Schulten & Leinweber (2000).

Les éléments colorés sont : H (blanc), C (cyan), O (rouge), N (bleu) et S (jaune)

c) Acide fulvique

Cette fraction des substances humiques est soluble à toutes les valeurs de pH. Les acides fulviques sont solubles dans des solutions alcalines diluées, et ne précipitent pas, même si la solution est légèrement acidifiée.

La taille moléculaire de ces substances est la plus petite, leur poids moléculaire est d'environ 2000 daltons. La teneur en oxygène de cette matière est la plus élevée, entre 45 et 48 %, la teneur en azote la plus réduite < 4%. En raison du poids moléculaire minime, l'excès de charge négative sur leurs surfaces est suffisant, déjà dans des domaines de pH neutres ou légèrement alcalins, à poétiser les macromolécules et, de ce fait, leur mobilité dans le sol est considérable. La figure I-6 présenter un model structural d'un acide fulvique.

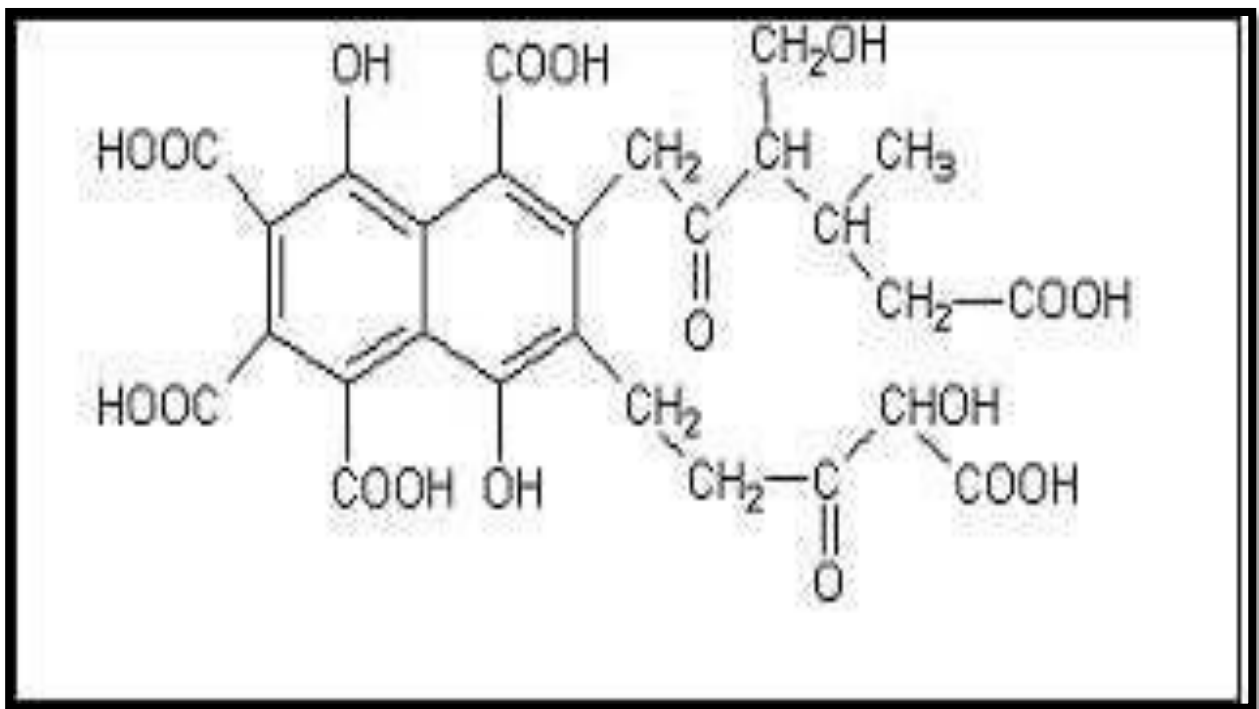


Figure (I.6) : Modèle d'un acide fulvique (Stevenson, 1982).

On peut définir la comparaison entre l'acide humique et fulvique sous forme d'une figure ci-dessous :

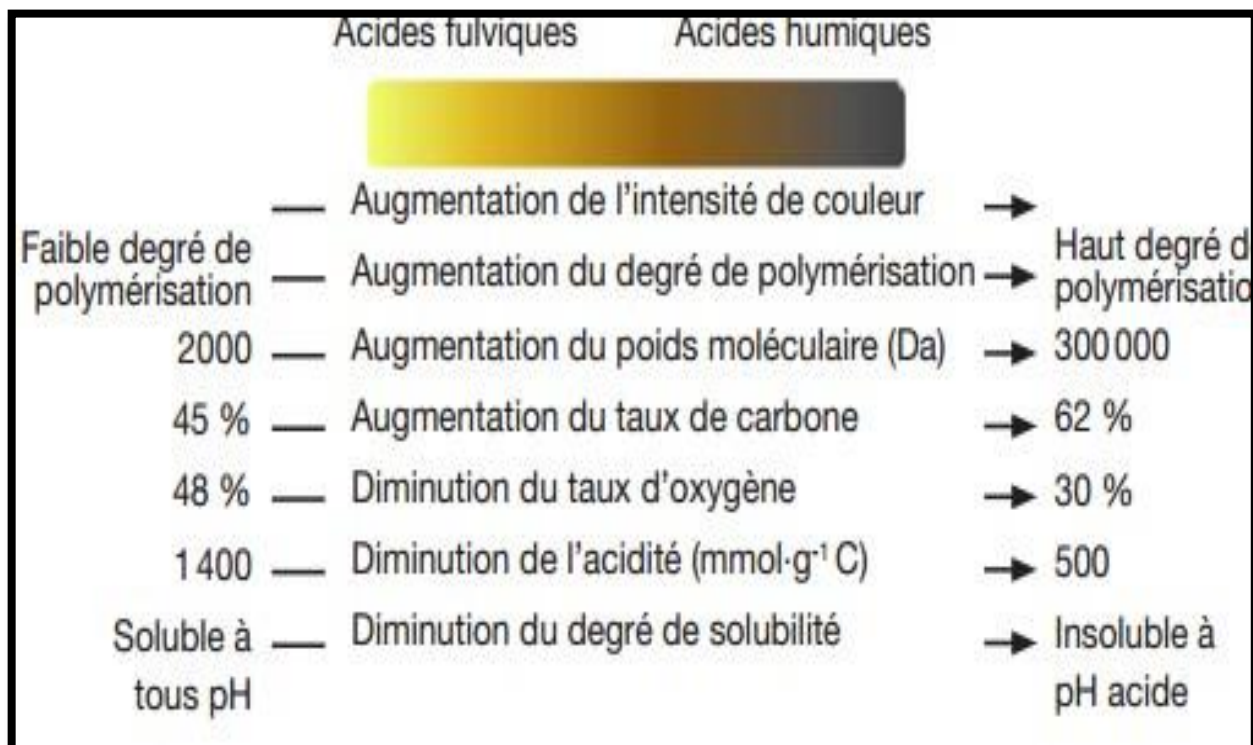


Figure (I.7) : Comparaison entre les acides humiques et les acides fulviques (d'après Trevisan, 2010).

- Les deux acides sont un groupe de molécules composé d'un noyau et de chaîne Aliphatique qui se regroupent entre elles.
- Les acides humiques qui précipitent en milieu acide (pH=1). Les acides fulviques solubles dans les mêmes conditions.
- L'acide fulvique est un liquide de couleur jaune/or, dont les molécules ont une faible masse moléculaire, (de 900 à 2000 g/mol) comparé à celui de l'acide humique (entre 1000 à 100000g/mol) d'une couleur marron clair à foncé.

Les masses moléculaires apparentes des acides fulviques aquatiques (500 – 2000 daltons) sont plus faibles que celles des acides humiques (> 2000 daltons) (**Thurman et Malcolm, 1983 ; Malcolm, 1985 ; Thurman, 1985**).

Les deux éléments majeurs des acides humiques (AH) et fulviques (AF) sont le carbone et l'oxygène. Leurs teneurs ainsi que celle de l'azote, l'hydrogène et le soufre ainsi que la différence des pourcentages sera présentée dans le tableau I-2 proposé par Steelink (1983).

Tableau (I.2): Composition élémentaire des acides humiques et fulviques (Steelink, 1983).

Elément	Acides humiques	Acides fulviques
Carbone	53.8%-58.7%	40.7%-50.6%
Oxygène	32.8%-38.3%	39.7%-49.8%
Hydrogène	3.2%-6.2%	3.8%-7.0%
Azote	0.8%-4.3%	0.9%-3.3%
Soufre	0.1%-1.5%	0.1%-3.6%

Ces valeurs sont spécifiques aux AH et AF étudiés par Steelink. De manière générale, les teneurs en C des AH sont supérieures aux AF et inversement les teneurs en O des AH sont inférieures aux AF. Les teneurs élevées en O pour les AF sont associées au fait que celles-ci contiennent plus de groupements carboxyliques (COOH) ou d'hydrates de carbone.

I.5.2. Matière organique de type non humique (Substances non humiques)

Cette catégorie représente une fraction faible de COD des eaux naturelles, environ 20%. Elle inclue la lignine, les glucides, les composés azotés (acides aminés, protéines...), les lipides, les stérols et quelques autres composés organiques simples à l'état de traces. L'identification de ces composés s'effectue généralement par chromatographie en phase gazeuse couplée une spectrographie de masse (Le Cloirec et al., 1983).

a. Les acides aminés

Ce sont des molécules relativement simples et où le plus souvent le groupement α -amino est une fonction carboxylique. Ils participent à la formation des peptides, des protéines ou sont associés aux substances humiques des eaux de surface (Tardat-Henry et Beaudry, 1984 ; Benoufella, 1989).

Dans les eaux de surface, les acides aminés proviennent de la dégradation des plantes d'algues

ainsi que des rejets des stations d'épuration d'eaux usées urbaines ou industrielles.

L'ordre de grandeur des teneurs des acides aminés dans les eaux de surface se situe entre 10 et 100 $\mu\text{g/l}$ (Malleval et al., 1982). Les acides aminés ont la caractéristique d'être à la fois facilement biodégradables et fortement consommateurs de chlore.

b. Les glucides

Les oses, monosaccharides ou « sucres simples » sont très présents dans les végétaux, (Frankou, 2003). Les polysaccharides constituent la forme principale des glucides dans la matière organique en décomposition (Stevenson, 1994).

Ce sont des homopolymères, résultant de la condensation d'un grand nombre de monosaccharides. Les polysaccharides d'origine végétale les plus abondants sont la cellulose et les hémicelluloses.

c. Les protéines

Les protéines peuvent avoir des rôles très divers (structure, transporteur, hormone, enzyme...) qui les a rendus ubiquistes dans le monde vivant et c'est pourquoi celles-ci été retrouvées dans les bio déchets et par suite dans les eaux de surface.

Les protéines jouent un rôle majeur dans la théorie ligninoprotéique de formation des substances humiques (**Stevenson, 1994**) où les composés aminés réagissent avec la lignine modifiée.

d. Les lipides

Comme les protéines, les lipides ont un rôle très important dans la nature et se retrouvent ainsi

dans les biodéchets et notamment dans les boues de station d'épuration (**Dignac et al., 1998**).

e. Les tannins

Les tanins ont des structures polyphénoliques et regroupent des composés de structure et de masse molaire variables. Deux groupes de tanins peuvent être distingués : les tanins hydrolysables et les tanins non-hydrolysables ou condensés (proanthocyanidine et phlorotanins).

Les tanins hydrolysables sont composés de deux types d'unités de base, à savoir un glucide (la plupart du temps le D-glucose) et des acides phénoliques. Les tanins hydrolysables sont un groupe hétérogène de macromolécules, partagées entre les gallotanins pour lesquels le glucide est estérifié par l'acide gallique et les ellagitanins où le glucide est estérifié par l'acide ellagique (**Kogel-Knabner, 2002**). La dégradation des tanins est effectuée par l'hydrolyse de ces liaisons esters par des enzymes spécialisées.

I.6. Problèmes causés par la matière organique dans l'eau

Dans les eaux de surface, la matière organique crée de nombreux problèmes d'ordre sanitaire,

technique et économique donc les principaux problèmes engendrés sont globalement :

❖ Une diminution de la teneur en oxygène dissous (désoxygénation de l'eau) : les matières organiques, essentielles à la vie aquatique en tant que nourriture, peuvent devenir un élément perturbateur quand leur quantité est trop importante donc cette diminution de l'O₂ dissous peut provoquer dans certains cas des mortalités importantes de poissons.

❖ Modification du transfert des micropolluants : les matières organiques peuvent absorber d'autres molécules organiques comme les pesticides et inhiber leur dégradation. Elles peuvent également former des complexes solubles ou insolubles avec certains éléments métalliques.

❖ La détérioration de la qualité organoleptique.

❖ Le développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution et par la suite aggravation de la corrosion.

❖ La présence de fortes teneurs en matière organique demande l'installation de dispositifs de traitement plus complexes et donc plus coûteux en structure et en réactifs, sans compter les quantités de boues générées.

❖ Au niveau de la station de traitement on trouve une consommation importante de chlore lors de la désinfection.

❖ L'aspect le plus préoccupant aujourd'hui résulte dans la formation de trihalométhanes (T.H.M.) ou d'acides halo-acétiques (A.H.A.) aux propriétés foetotoxiques et cancérogènes démontrées (Mills et al., 1998). Les THM sont des sous-produits de la chloration (SPC) de l'eau formés principalement par réaction du chlore avec des substances organiques naturelles (humiques ou fulviques) présentes dans l'eau (Rook, 1974 ; Krasner, 1989 ; Krasner et al., 1989).

❖ En effet, elle est souvent à l'origine de colorations et/ou de mauvais goûts rebutants pour le consommateur.

I.7. Présence de la matière organique dans les eaux de surface Algériennes

Les eaux de surface algériennes sont caractérisées par une charge organique assez élevée. De point de vue qualité en vue de l'alimentation en eau potable ; les eaux de surface sont généralement de qualité passable à mauvaise. Les classes extrêmes de potabilité apparaissent rarement. La dégradation de la qualité des eaux est visualisée en période des basses eaux pour devenir mauvaise à saveur peu désagréable. En général, l'amélioration de la qualité des eaux ne se fait qu'en saisons froides et pluvieuses.

Le tableau I-3 présente la charge organique exprimée en DBO et en DCO de quelques eaux de surface à travers l'Algérie.

Tableau (I.3) : Charge organique de quelques eaux de surface à travers l'Algérie (A.N.R.A.H, 2005). (Harrat, 2013).

	Barrages	DBO5 mgO2/l	DCO mg O2/l	MO mgO2/l
OUES T	Fergoug	12,3	50	7,5
	Bouhnifia	11,3	60	6,0
	SMBA	12,3	50	7,1
	Merdja-S-A	-	-	-
	Ouizert	4,7	20	9,2
	Gargar	13,3	50	6,7
	Cheurfa	34,3	100	22,5
	Bouhrara	13,5	60	9,3
	Beni Bahdel	9,9	40	9,3
	Mefrouch	14,7	60	6,2
	Sidi Abdelli	4,3	20	4,1
	Bakhadda	12,3	50	25
	Sarno	-	210	30,0
	Sikkak	5,1	20	9,0
	Kramis	19,5	80	5,6
Dahmouni	18,5	70	30	

CENTRE	Keddara	1,5	22	5,7
	Ghrib	-	23,2	6,9
	Bouroumi	-	32,5	22
	Boukourdane	-	13,9	4,5
	Deurdeur	-	32,5	6,5
	Lekhal - 27,8	-	27,8	6,5
	Harezza	-	23,2	4,9
	Fodda	-	46,4	12,2
	Sidi Yakoub	-	9,3	7,0
	Oued Mellouk	-	32,5	5,8
	Ain Zada	4,3	43	14,1

EST	H-Grouz	2,3	34	13,2
	Zardezas	2,7	31	12,6
	Ain Dalia	2,4	15	10,7
	Cheffia	1,4	18	5,4
	Guénitra	1,7	19	9,2
	H. Debagh	2,7	24	7,6
	Mexa	2,1	15	7,6
	Beni Zid	3,2	13	8,4
	Zit Amba	5,7	25	9,4

I.8. Conclusion

Les eaux de surface peuvent contenir des quantités non négligeables en matières organiques naturelles telles que les substances humiques mais aussi des composés organiques issus de divers rejets polluants ou de pratiques agricoles intensives.

Leur présence dans ces eaux implique de nombreux problèmes. Donc, ce chapitre nous a permis de déclarer les différentes sources de la pollution des eaux de surface ainsi que la pollution par la matière organique et son origine et nous avons décrit les formes de cette dernière et nous avons mis en évidence les différentes catégories de substances organiques existantes dans les eaux de surface et notamment les substances humiques qui représentent la fraction la plus importante, nous présenterons aussi les problèmes causés par la matière organique et ainsi que nous avons par la suite mettre une notion sur les eaux de surface Algériennes.

Il est important de signaler que le chapitre suivant de la partie bibliographique sera consacré aux procédés d'électrocoagulation ayant pour but l'élimination de la matière organique, en prenant l'occasion de souligner les caractéristiques de ce procédé.

Chapitre II :

Généralités sur l'électrocoagulation

II.1.Introduction

Quand on veut parler sur le traitement des eaux cela veut dire qu'il y a des technique et des méthodes pour cette opération donc on se trouve le traitement biologique ,filtration membrane etla procédé coagulation floculation qui se présente comme l'une des techniques efficaces pour l'élimination, mais elle nécessite l'ajout de produits chimiques et comme la méthode chimique contribue à la pollution de l'environnement les traitements électrochimiques sont de plus en plus développés dans le domaine des technologies environnementales. Ils sont reconnus pour leur efficacité de traitement et d'assainissement des eaux. Et Parmi les techniques électrolytiques on déclarer le procédé qui se nommé par électrocoagulation (EC) et qui se caractérise par un aspect non polluant et une facilité d'automatisation et constituer l'une des méthodes visant à réduire l'emploi de réactifs. C'est ainsi que l'EC est utilisé dans l'élimination des matières organiques comme minérales, les métaux lourds, les hydrocarbures...etc. Globalement ce procédé a été utilisé pour les eaux souterraines et les eaux de surface dans diverses situations, et il a été appliqué à divers problèmes de traitement des eaux (**Emamjomeh et Sivakumar, 2009**).

De ce fait, l'objectif global de notre chapitre est de présenter le procédé de l'électrocoagulation avec quelques détails qui consacré ce procédé.

II.2.Définition de procédé de l'électrocoagulation

Tel que son nom l'indique, l'électrocoagulation est la fusion des sciences de l'électrochimie et de la coagulation. L'électrocoagulation est une technique physico-chimique et l'une des technologiesdéveloppées pour le traitement des eaux qui utilisent des électrodes consommables (sacrificielles)pour fournir des ions dans l'effluent d'eau, cela veut dire que cette technique est basée sur la production in situ de cation métallique par dissolution électrochimique d'électrodes de fer ou d'aluminium sous l'effet d'un courant électrique.

II .3. Principe électrocoagulation

L'électrocoagulation est basée généralement sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans unélectrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} ou Al^{3+}).

Les différentesespèces qui en sont issus, sont susceptibles de provoquer une coagulation et une floculation des polluants que l'on souhaite éliminer.

L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent (**Bennajah, 2007**).

L'action directe d'un champ électrique sur une eau résiduaire permet de créer des conditions d'une bonne coagulation-floculation (**Rovel, 1947**).

En effet, le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées, les composés de l'eau polluée dans ce cas sont alors piégés par complexation ou attraction électrostatique. Pour ce procédé le dégagement du gaz d'hydrogène H_2 au voisinage de la cathode, sous la forme de microbulles, conduit à une flottation des particules éliminées par leur entraînement à la surface de la solution à traiter.

Ainsi on peut dire que cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floes qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) (Zodi, 2012).

Pour ce principe on peut identifier trois catégories de mécanismes en électrocoagulation selon

(Holt et al., 2002).

- ❖ Les phénomènes électrochimiques,
- ❖ La coagulation et la floculation,
- ❖ L'hydrodynamique

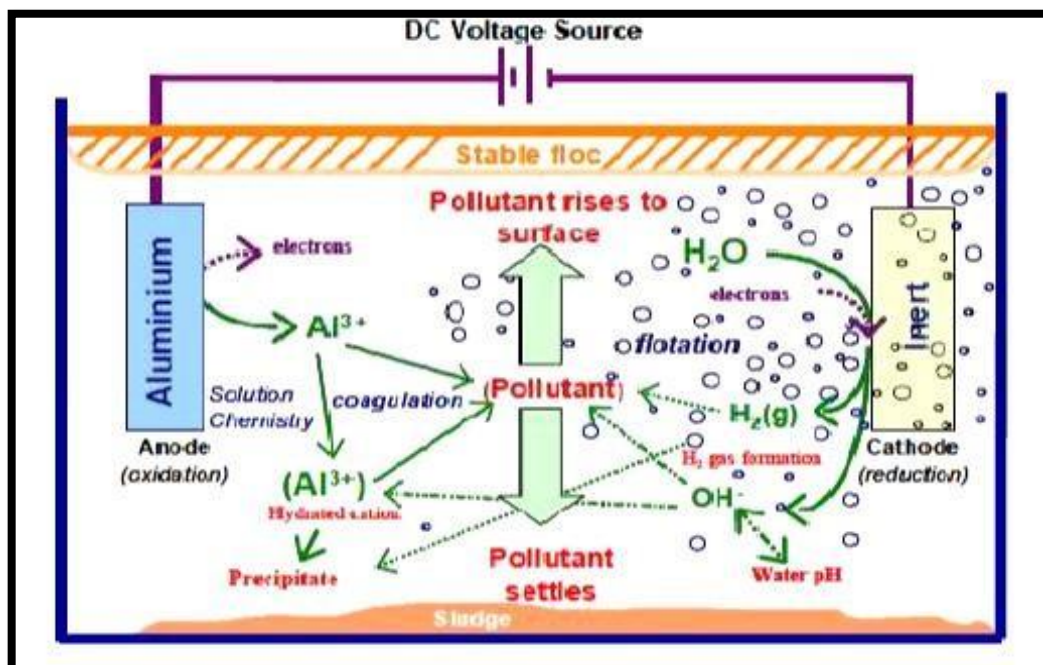


Figure (II.1) : Schéma de principe de l'électrocoagulation (Holt et al., 2002).

Présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium.

La figure II-1 résume l'ensemble des interactions pouvant apparaître dans l'électrocoagulation avec des électrodes en aluminium et montre le caractère complexe et interdépendant, des processus mis en œuvre lors de l'électrocoagulation.

Le coagulant et ses produits d'hydrolyse peuvent avoir de nombreuses interactions avec le polluant, ainsi qu'avec d'autres espèces ioniques et les bulles du gaz électrolytique.

II .4. La différence entre l'EC et la coagulation-floculation chimique

L'électrocoagulation est une technique électrochimique dérivée de la coagulation chimique standard, dans le cas de l'électrocoagulation, aucun ajout de produit chimique n'est effectué puisque les ions métalliques actifs proviennent directement de la dissolution des anodes. Contrairement au procédé de coagulation classique qui libère en solution des ions métalliques par ajout externe de sels métalliques et cela la grande différence entre les deux la première opération basée sur le produit chimique et la deuxième sous l'action du courant électrique entre les électrodes, aussi on obtient le floc est plus compact et le volume des boues est beaucoup plus faible qu'avec un procédé de coagulation-floculation chimique, donc cette situation permet de constater que le coût est moins cher par rapport la méthode classique dans le situation de diminuer l'utilisation des produits chimiques et ainsi la production finale des boues et alors le cout d'investissement et l'exploitation moins élevé. Dans la comparaison, il faut ajouter à l'accroissement sensible la coagulation chimique à des boues plus hydrophiles et moins denses qu'en EC. Toutefois, les rendements d'indice SUVA ont montré que l'électrocoagulation est plus efficace sur les composés aromatiques. Par ailleurs, la coagulation par dissolution de cations

Métalliques nécessite une dose optimale de traitement moins importante que celle de la coagulation chimique (**Moukrab et al. 2016**). Et pour le temps de traitement semble être plus contrôlable et réduit en EC qu'en CC, il est important de noter aussi qu'il y'a pas de l'impact sur l'environnement que la coagulation qui utilise les ajouts chimiques. L'EC permet un abattement important de virus et d'autres microorganismes par rapport à la CC, vraisemblablement lié au fait du champ électrique (**Zhu et al., 2005**).

Dans le cas d'élimination partielle de virus par microfiltration, un prétraitement par l'EC permet d'avoir une efficacité relative déjà aux faibles concentrations de fer dissous comparé à la CC (**Zhu et al., 2005**). Une autre de leur ressemblance est que les deux méthodes ont des efficacités équivalentes au même pH (**Canizarès et al., 2008c ; 2009**).

II .5. Les matériaux utilisés pour les électrodes

Les électrodes utilisées pour la technologie d'électrocoagulation peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube, cependant les différentes électrodes les plaque offrent un montage et un nettoyage faciles. Ces électrodes peuvent être constituées de divers métaux donc il s'agit des électrodes en fer, aluminium, titane, plomb, acier inox, zinc, nickel...et lorsque le premier facteur qui détermine la performance de ce procédé est donc la nature des électrodes. Les plus communes sont des plaques d'aluminium ou de fer, en raison de leur efficacité et de leur disponibilité (**Picard et al., 2000 ; Aoudjehane et al., 2010**). Aussi les électrodes en aluminium ont le privilège d'être mieux maîtrisées chimiquement (**Labanowski et al.,2010**) et réduisent les risques de dégradation organoleptique de l'eau, contrairement au fer. La substitution de l'aluminium par le fer à l'avantage de limiter les risques de développement de la maladie d'Alzheimer (**GRESSE, 2012**). Pour des eaux faiblement polluées, il serait préférable d'utiliser des électrodes d'aluminium que des électrodes de fer, la dissolution anodique du fer étant ferreux et donc soluble, entraîne une pollution colorée de l'effluent. De manière générale les deux métaux sont choisis de manière à optimiser le procédé d'électrocoagulation et restent les plus couramment utilisés à partir de leurs résultats plus ou moins satisfaisants.

Cependant, des essais ont été conduits sur d'autres types d'électrodes, le tableau II-1 présente différentes électrodes utilisées avec son composition et rendements aux types de polluants.

Tableau (II.1) : des exemples pour des électrodes utilisées avec son composition et rendements aux types de polluants

Electrodesutilisées	Composition	Types depolluants	Rendement	Références
Fe et Al	Effluents textiles	DCO, MES, COT, Turbidité	98% abattement de turbidité, 77% DCO	Koby et al. (2003)
Fe et Al	Effluent d'agroindustries	DCO, azote, germes pathogènes, turbidité	82 à 86% d'abattement de DCO	Drogui et al. (2007)

Al et Fe	Eaux usées phosphatées	phosphate	100% d'abattement de phosphate	Bebahani et al.2010
Fer	Eaux usées de manufacture de cigarettes, plus eaux domestiques	DBO, DCO, MES	56% d'abattement DCO, 84% DBO	Bejankiwar (2002)
Al	Rejets pétroliers	DCO; Turbidité	83,52% DCO ; 99,59% Turbidité	Gousmi et al.2016
Cu et Ti/IrO ₂	Eaux usées domestiques	Phosphore; DCO ; N-NH ₄ ⁺ .	99,46% Phosphore ; 56,11% DCO ; 58,37% N-NH ₄ ⁺	Seyf-Laye et al.2018

II .6. Les réactions aux électrodes

L'application de courant ou champ c'est le responsable au déclenchement et la création d'une réaction électrochimique à l'intérieur d'une cellule formée d'un ou plusieurs couples d'électrodes. Les électrodes les plus couramment utilisées en électrocoagulation, sont en aluminium ou en fer car ils possèdent des formes ioniques trivalentes. On aura donc les réactions suivantes en les deux cas des électrodes en aluminium et en fer.

De manière générale les principales réactions qui se déroulent avec les électrodes sont (Mollah et al, 2001): A l'anode

- L'oxydation du métal :



- L'oxydation de l'eau :



A la cathode

- La réduction de l'eau :

**a) Cas d'une électrode en aluminium : Mécanisme 1 :****1) A l'anode :**

- ✓ L'oxydation du métal :

Lieu d'oxydation et le métal va passer de l'état solide à l'état ionique selon la réaction suivante.



- ✓ L'oxydation de l'eau :

Lors du processus d'oxydation, il peut aussi avoir une autre réaction secondaire, qui entraîne la formation d'oxygène par hydrolyse de l'eau



Il est nécessaire de signaler que les mécanismes de formation des hydroxydes présentent que la dissolution électrolytique des anodes d'aluminium produit des espèces cationiques comme Al^{3+} et $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ à un pH relativement bas, ces espèces sont transformées en $\text{Al}(\text{OH})_3$, lesquels composés peuvent se condenser pour former des dimères tels que $\text{Al}_2(\text{O})(\text{OH})_4$ et $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ ou encore d'autres composés polymériques plus complexes c'est à dire l'opération est liée et dépend du pH.

2) A la cathode :

- ✓ La réduction de l'eau :

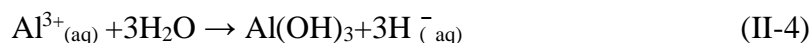
Les réactions pouvant avoir lieu dépendent du pH de la solution à traiter. À des pH neutres ou basiques, l'hydrogène est produit selon la réaction II-2, alors qu'en milieu acide, l'équation II-3 décrit le mieux l'évolution de l'hydrogène à la cathode.



Réaction de réduction du solvant (eau) provoque la formation du gaz hydrogène dont le

dégagement permet la flottation des particules floculées (coagulées). 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.

3) Réaction au sein de la solution :



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

Dans le cas de l'aluminium, on trouve une multitude de complexes anioniques et cationiques (Muruganathan et al., 2004) :

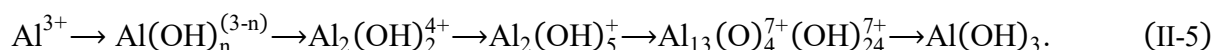
Les mono complexes : $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$.

Les poly complexes : $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_5^+$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$.

Les espèces amorphes et très peu solubles telles que: $\text{Al}(\text{OH})_3$, Al_2O_3 .

Les complexes s'adsorbent sur les particules et annulent aussi leurs charges colloïdales, ce qui conduit à déstabiliser l'émulsion. Cela se passe avec même manière dans le cas de la coagulationchimique c'est à dire elles jouent le rôle de coagulent (conduisent à la formation de précipités, puis de floccs facilement éliminables) avec la présence du champ électrique qui facilite la migration de ces espèces.

Il est important de présenter que la formation de l'hydroxyde d'aluminium sous forme solide (ouamorphe) résulte d'une succession de réaction (germination ou condensation) en solution qui entraine l'apparition de monomères suivant l'équation (**Amirtharajah et Mill, 1982 ; Exall et Vanloon, 2000 ; Jolivet, 1994**) :



Dans cette équation "n" représente le nombre d'ions d'hydroxydes entourant le métal Al dans la sphère de coordination. Les complexes polymériques sont d'autant plus importants en solution que la concentration d' Al^{3+} augmente. Ainsi, les polluants solubles et insolubles peuvent coaguler avec les hydrates d'aluminium ou les hydroxydes d'aluminium et être ensuite éliminés de l'effluent .ces complexes solides formes sont gélatineux et de couleur blanchâtre et

les polluants peuvent être adsorbés à la surface de ceux-ci. Il est aussi important de noter que l'hydrate d'aluminium n'est efficace (pour la coagulation) que lorsque le pH de la solution se situe entre 5.8 et 7.4 (**Degrément, 1972; Edeline, 1996**). Lorsque le pH ne se trouve pas dans cette marge, il y a un danger de persistance de l'ion Al^{3+} dans la solution sous forme soluble. Un tel surplus d'ions Al^{3+} n'est pas désirable dans l'eau traitée et ne contribue pas à la réaction de coagulation-floculation.

II .7. Principales lois d'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...etc.

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 par exemple :

- La loi de Faraday.
- Rendement " faradique" (Φ) et énergétique.
- Énergie consommée.

✓ La loi de Faraday

Si l'on considère que les seules réactions chimiques qui se déroulent dans le réacteur d'EC sont :

- À l'anode, l'oxydation du métal, (Eq:II)
- À la cathode, la réduction de l'eau, (Eq:II-1)

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

$$m = I.t.M /n.F \quad (II-6)$$

Avec:

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

I : intensité du courant imposé (A).

t : durée d'électrolyse (s).

M : poids moléculaire de l'élément considéré ($g.mol^{-1}$).

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

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

Si le modèle d'électrolyse comprend p électrodes, et est alimenté par un liquide ayant un débit Q_e , alors dans ce cas on a la relation suivante :

$$C = m(p - 1) / Q_e \quad (\text{II-7})$$

Avec :

C : débit massique de métal dissous (kg.h/m³).

Q_e : débit d'alimentation de la cellule (m³/h).

p : nombre d'électrodes.

m : quantité théorique de métal dissous (kg).

✓ Rendement faradique (Φ) et rendement énergétique

Quand la réaction chimique soit :



Où :

A : l'espèce oxydante

P : est l'espèce réductrice produite.

n : étant le nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction.

γ_p : nombre de mole de p produites.

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

$$Q_0 = n.N e_0 = nF \quad (\text{II-9})$$

Avec :

N : nombre d'Avogadro (6.022.10²³.mol⁻¹)

F : constante de Faraday (96500 C.mol⁻¹).

e_0 : la charge élémentaire (1,602.10⁻¹⁹C).

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

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

rapport à la réaction. Différentes expériences du rendement peuvent être utilisées.

Le rendement en courant ou rendement faradique R_f est donnée par la formule ci- dessous :

$$R_f = I_{\text{consommée}} \times t / I_{\text{théorique}} \times t \quad (\text{II-10})$$

Avec :

$I_{\text{consommée}} \times t$: la quantité d'électricité nécessaire pour produire v_p de mole.

$I_{\text{théorique}} \times t$: la quantité d'électricité réellement consommé pendant l'électrolyse.

Ainsi que le rendement faradique est défini comme étant le rapport entre la quantité du métal dissous expérimentalement (Δm_{exp}) et la quantité du métal consommé théoriquement (Δm_{th}).

$$\Phi = \Delta m_{\text{exp}} / \Delta m_{\text{th}} = (3F * \Delta m_{\text{exp}}) / (3600 MAI It) \quad (\text{II-11})$$

Le rendement faradique peut souvent être supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal (**Merzouk, 2009**)

Le rendement énergétique R_E est :

$$R_e = I_{\text{théorique}} \times E_{\text{eq}} / I_{\text{consommée}} \times E_{\text{app}} \quad (\text{II-12})$$

Avec :

E_{eq} : potentiel d'équilibre ($E_{\text{eq}} = E_0(\text{anode}) - E_0(\text{cathode})$)

Où E_0 sont les potentiels d'abandon des électrodes ($i=0$).

E_{app} : tension mesurée aux bornes de l'électrolyseur.

Le rapport $E_{\text{eq}} / E_{\text{app}}$ représentant le rendement des tensions R_t on peut aussi écrire le rendement énergétique comme $R_e = R_f \times R_t$.

✓ **Energie consommée :**

La consommation d'énergie dans le procédé d'électrocoagulation est calculée par l'équation suivante d'après Tir (2009) :

$$E = U \times t_e / v \quad (\text{II-13})$$

Avec :

E : énergie consommée (KWh/m³).

U : tension d'électrolyse (volt).

I : intensité de courant (A).

t_{EC} : temps d'électrolyse(h).

V : volume de l'eau traitée (m³).

II.8. Les principaux facteurs influençant le processus d'Ec

Parmi les paramètres qui influencent le traitement d'EC, on peut citer l'intensité appliquée, le type d'électrode, le pH, la conductivité, la distance inter électrodes et le temps de traitement (**Khandegar et Saroha, 2013**).

II.8 .1. Intensité de courant

L'intensité du courant imposée au système est un paramètre important, déterminant l'efficacité de la technique à éliminer les polluants des eaux, puisqu'il 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 les électrodes cathodiques. En effet si le courant est trop faible, une faible quantité d'hydroxydes sera produit, une faible quantité d'hydrogène sera dégagée à la cathode et le temps de résidence de l'effluent dans le réacteur devra être plus long afin d'obtenir une bonne qualité de l'eau traitée. Par contre, un courant plus élevé provoque une augmentation de la vitesse de la réaction. Cependant une forte valeur de la tension électrique peut réduire les taux d'abattement de la DCO (**Jotin et al., 2012**), mais dans ce cas, les électrodes seront attaquées plus rapidement, entraînant une consommation plus rapide des électrodes et de gaspiller d'une dépense énergétique plus importante. De plus quand le courant utilisé est trop élevé, il y a des risques de perde et gaspiller une grande partie de l'énergie en chaleur dans le

Système (**Chen, 2004**). Il est donc primordial de faire un compromis entre la dépense énergétique la plus efficace et le coût d'opération les plus bas. De plus une trop grande densité de courant provoque habituellement la coalescence des bulles de gaz, ce qui réduit l'efficacité de l'électrocoagulation (**Anon, 1996**). D'où en diminuant le pouvoir de la flottation, la récupération des floes formés est plus difficile et moins efficaces. L'efficacité du courant pour la dissolution d'une électrode d'aluminium par exemple a été calculée en utilisant la loi de Faraday (**Daghrir, 2010**). Ainsi, la densité de courant à utiliser pour les différents types d'eau est très variable. Selon la littérature, la densité de courant proposée est d'environ 20-25 A/m²

(Chen, 2004) si les électrodes doivent être utilisées pendant une longue période sans effectuer de trop nombreux nettoyages. Bien entendu, cette densité de courant peut varier dans le cas où un système de nettoyage plus fréquent est déjà en place.

D'un autre côté, d'autres auteurs déterminent une gamme plus large de densité de courant, soit de 10A/m² (Pouet et al., 1991) à 3000A/m² (Donini et al., 1993).

II.8.2. Effet de pH

Le pH détermine l'état du métal dans l'eau à traiter et conditionne à cet effet le rendement du processus. Étant donné que les réactions d'hydrolyse des ions fer et aluminium dépendent du pH, ce dernier a un rôle important dans un procédé d'EC. Le pH de l'eau brute peut avoir un impact sur la formation des bulles de gaz et sur la solubilité des différents hydroxydes générés lors de l'électrolyse (Chen, 2004). De plus, dans le cas où la solution à traiter possède une conductivité importante, l'effet du pH n'a pas autant d'impact sur la qualité du traitement. Par contre à des pH neutres, la conductivité est souvent plus variable ce qui entraîne une plus grande énergie. Lorsque la conductivité est élevée, l'effet du pH n'est pas significatif (Guohua, 2004). D'après Chen (2004), l'enlèvement des polluents est justement plus efficace lorsque le pH est près de la neutralité. Pendant l'électrocoagulation, une hausse de pH est souvent remarquée. La hausse du pH des solutions initialement acides est due à la formation d'ions hydroxydes (OH⁻) lors de la réduction de l'eau à la cathode (Vick et al., 1984). Cette hausse de pH permet la précipitation des hydroxydes métalliques (Rajeshwer et Ibanes, 1997). En revanche, la production de protons H⁺ obtenus, d'une part, lors de la formation des hydroxydes métalliques (Al(OH)₃ ou Fe (OH)₂).

Et d'autre part lors de l'oxydation de l'eau en l'oxygène, peut contribuer à diminuer le pH de l'eau traité (Chen, 2004). Donc cependant, les valeurs de pH très acides (<3,9) ou très basiques (>10)

diminuent les performances du procédé d'EC avec une chute brutale du taux d'élimination de la DCO (Li et al., 2011).

En fait, à des valeurs de pH très basiques (pH >10), la charge électrostatique de la surface des colloïdes est modifiée, ce qui empêche leur déstabilisation (Drogui et al., 2008). De plus, certains hydroxydes de fer ou d'aluminium formés à des pH basiques portent des charges négatives inefficaces pour l'EC (Drogui et al., 2008).

Donc pour obtenir un bon rendement épuratoire, il est préférable de travailler à un pH qui permet la formation optimale d'hydroxydes métalliques d'aluminium solide, c'est-à-dire, à des pH variant entre 5.8 et 7.4. Dans le cas des hydroxydes de fer, il est souhaitable de travailler à des

pH supérieurs à 5.5. Ce qui explique les meilleures performances de l'Al à des pH légèrement acides par rapport au fer (Asselin, 2007 ; Moreno-Casillas et al., 2007). Il est nécessaire de noter que la valeur du pH initial augmente après traitement par EC (Li et al., 2011).

La figure (II.2) représente le diagramme de prédominance des espèces aluminium en fonction du pH. A partir de ce diagramme, on remarque que :

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

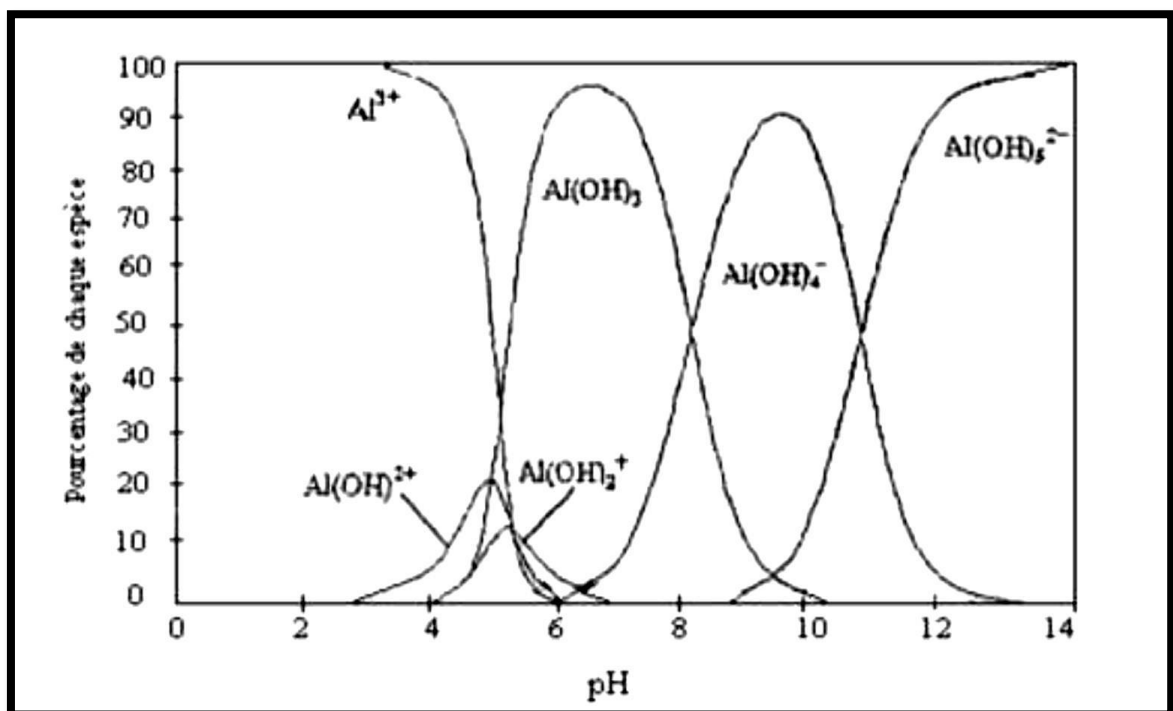


Figure (II.2) : Diagramme de prédominance des espèces aluminium en fonction du pH (Hosni, 1996).

II.8.3. Effet de la conductivité de la solution

C'est la conductivité du milieu qui permet un bon transfert ionique dans l'effluent. Ce dernier fait partie des facteurs qui ont une grande relation avec d'autres facteurs d'influence. La conductivité de la solution touche l'efficacité du courant, la tension et la consommation de l'énergie électrique dans une cellule électrolytique (Chen et al., 2000 ; Daneshvar et al., 2006). La conductivité du milieu doit être assez élevée pour assurer un bon transfert ionique dans l'effluent à traiter. L'augmentation de la conductivité permet d'optimiser la consommation énergétique et de réduire le temps de traitement (Ilhan et al., 2008 ; Khandegar et Sroha, 2013). En effet, dans le cas où la conductivité est trop faible, la résistance du milieu est trop forte ce qui oblige à appliquer une tension très élevée pour faire passer le courant. Une tension très élevée implique une grande dépense énergétique, ce qui signifie un problème monétaire. Dans ce cas, et pour éviter des coûts de traitement élevés, l'utilisation d'un électrolyte est nécessaire pour améliorer la conductivité électrique. Le chlorure de sodium (NaCl) est le sel le plus souvent utilisé conjointement avec l'EC. Ce sel est utilisé parce que d'une part, il est non toxique et que son coût modéré (Calvo et al., 2003). Dans ce cas l'ajout de chlorure de sodium permet d'augmenter la conductivité du milieu ce qui diminue la demande énergétique. De plus le NaCl a d'autres avantages, les ions

chlorures évitent le phénomène de l'inhibition par la déposition du magnésium et de calcium à la surface de l'électrode (Cames et al., 2001), et cela dans le cas où l'eau traitée contient beaucoup de carbonates et de sulfates. Ces composés (Ca^{2+} et Mg^{2+}) entraînent en effet la formation d'un film passif qui diminue de façon importante le rendement de courant. La littérature Chen (2004) propose même une proportion de 20% d'ions Cl^- afin d'assurer une bonne réaction de cet par la même occasion permettre la production de chlore qui effectue une partie de la désinfection des eaux par contre une trop grande quantité de sel provoque une consommation excessive des électrodes anodique et une dissolution irrégulière de celles-ci.

II.8.4. Influence de l'écart entre les électrodes

La distance inter-électrode est un paramètre pouvant influencer la qualité du traitement des eaux brutes. Cette distance peut varier selon le type d'eau à traiter et surtout selon sa conductivité.

De plus, la distance entre les électrodes ne doit également tenir compte de l'encrassement possible et de facilité à nettoyer le système.

Étant donné que la chute ohmique (liée à la résistance électrique) est directement liée à la

distance inter électrodes, l'augmentation ou la réduction de cette distance peut influencer les performances du traitement.

En effet, pour un courant électrique constant, l'augmentation de l'écart entre les deux électrodes cause une augmentation de la consommation énergétique et de la température du milieu, ce qui peut modifier l'efficacité du traitement.

Par exemple Bouhezila et al (2011) ont observé une variation de 10% du taux d'abattement de la DCO en faisant varier la distance inter électrodes de 0,5 à 2,8 cm ce qui signifie l'effet de l'espacement entre les électrodes et comme Yu et al (2005) ont étudié l'effet de l'espacement entre les deux électrodes sur l'efficacité d'élimination du phosphore.

Les résultats de cette étude ont prouvé que la meilleure efficacité d'élimination de ce polluant a été obtenue pour un espacement entre 1 et 2 cm. D'autre côté, il est possible en cas de la diminution en augmentant la concentration en électrolyte ou en rapprochant les électrodes.

II.8.5. Autres facteurs influençant l'électrocoagulation

Plusieurs autres facteurs peuvent influencer la qualité du traitement des eaux par électrocoagulation.

Le premier est naturellement la composition chimique de l'effluent à traiter. En effet, les différents composés organiques ne réagissent pas tous de la même façon au passage du courant peuvent entraîner de grandes variations dans les résultats obtenus.

Cette même observation peut se faire concernant d'autres composés, huiles ou pigments et ce phénomène doit être pris en compte dans l'analyse des résultats obtenus. Dans les études effectuées au laboratoire, le taux de dépollution augmente avec le temps d'hydrolyse avant de plafonner à des valeurs allant de 30 à 100 min de temps de traitement selon l'intensité de courant appliquée.

Un temps de traitement long conduit à une consommation d'énergie élevée (Li et al., 2011) donc le temps et parmi les facteurs qui doivent être pris en compte.

Ainsi que la température de l'effluent peut entraîner la variation du potentiel de réduction du processus électrolyte ainsi que la variation des constantes de solubilité des précipités métalliques. Étant donné que, les valeurs des potentiels standards de réduction et les constantes de solubilité sont établies à 25°C, la plupart des chercheurs préfèrent maintenir la température de leur unité d'électrocoagulation à température oscillant de 20 à 25°C (Annane, 2011).

Une température trop élevée est défavorable car elle risque de changer l'interface gaz-liquide et implique une production de (Daghrir, 2010).

Il 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'électrolyte (agitation suffisante ou non) avec un régime continu ou discontinu on ajout nécessite l'installation d'un agitateur externe pour assurer l'homogénéité soutenue de l'effluent.

Le temps de rétention hydraulique ainsi que la trajectoire de l'effluent à l'intérieur des cellules en régime continu peuvent influencer l'efficacité de l'agitation (**Proux, 2008**).

II.9. Conclusion sur la bibliographie

Suite à cette étude bibliographique, il s'avère que l'application de l'électrocoagulation mono polaire a connu des applications dans des domaines très divers (les industries des colorants, textile, traitement de surface, l'agroalimentaire ...), contribuant à l'élimination de plusieurs composés d'origines différentes mais qui s'unissent par leurs impacts négatifs sur l'environnement. La production de boues, bien qu'inévitable, est beaucoup moins importante que celles produites par le processus classique de coagulation. Ceci confère un certain avantage au niveau de la fréquence de vidange des boues décantées dans le système d'assainissement autonome. Ce chapitre nous a permis de déceler un certain nombre de points peu ou pas assez abordés dans la littérature et qui sont pourtant primordiaux. La majorité des travaux effectués en cas continu, les débits d'alimentation sont faibles (≤ 10 L/h) et sans recirculation pour avoir des rendements supérieurs à 80 %. La seule source d'énergie utilisée dans la littérature est l'énergie électrique avec connexion mono polaire à deux électrodes. C'est dans cette problématique que nous allons aborder notre étude en utilisant l'EC en réacteur continu en vue d'élimination certains types de polluants, tels que par application de plusieurs modes de connexion des électrodes, afin de voir le plus performant du point de vue efficacité d'élimination de la pollution avec une faible consommation d'énergie électrique.

Chapitre III :

**Matériels et méthodes
expérimentales**

III.1. Introduction

Dans la littérature, de nombreuses techniques sont testées pour l'enlèvement des acides humiques dans les eaux. Donc dans notre travail, nous avons utilisé l'électrocoagulation (EC) comme système de traitement des eaux polluées par les matières organiques comme l'acide humique (AH).

Le présent chapitre porte sur le dispositif expérimental et le mode opératoire nécessaires à la conception de l'unité d'électrocoagulation, et ce chapitre présentera une description du protocole mis au point pour l'élimination de l'acide humique et les méthodes d'analyses utilisés au cours de travail.

III.2. MATERIEL ET METHODES

III.2.1 .Produits et Réactifs

Le produit utilisé dans cette étude est un "Acide humique" dont les caractéristiques sont données dans le (*Tableau III.1*).

Tableau III.1 : la caractéristique de produit utilise "Acide humique"

Nom chimique	Formule moléculaire	Apparence	λ max (nm)
Acide humique	$C_9H_9NO_6$	Noire	254

III .2.2. Eau brute a traité

L'eau brute à traiter dans l'étude est L'eau "Fazguia" est une eau de source naturelle pure qui provient du cœur des rochers des Monts Fezguia depuis plus de 150 ans, c'est-à-dire depuis 1867, qui est une zone à l'Est de l'Algérie sur la commune d'Oulad Kassem, à environ 08 km du quartier Ain Melilla, la wilaya d'Oum El Bouaghi. (*Tableau III.2*).

Tableau III.2 : Compositions moyenne Mg/L de l'eau Fezguia

<i>Compositions moyenne Mg/L</i>	
<i>Calcium</i>	85.86
<i>Magnesium</i>	13.44
<i>Sodium</i>	31.00
<i>Potassium</i>	1.00
<i>Sulfates</i>	28.00
<i>Nitrates</i>	19.00
<i>Nitrites</i>	00
<i>PH</i>	7.46

III.2.3. Matériels

Les matériels utilisés lors de nos essais sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau III.3 : Matériels utilisés lors des essais expérimentaux

Verreries et instruments	Appareillage
➤ Pipettes graduées de 5ml±0.05ml	- Balance électronique
➤ Bécher	- Spectrophotomètre
➤ Barreau	- Agitateur
➤ Spatule courante	- PH-mètre
➤ Entonnoir	- Générateur
➤ Fiole jaugée de 25ml± 0,05ml	
➤ Fiole jaugée de 50ml±0,06ml	
➤ Fiole jaugée de 100ml±0,06ml	
➤ Des capsules	
➤ Des électrodes en aluminium	
➤ Chronomètre	

III 2.3.1. Electrodes utilisées

Plusieurs chercheurs ont rapporté dans leurs travaux l'incidence du matériau de l'électrode dont les plus communes sont des plaques d'aluminium ou de fer, en raison de leur faible coût, de leur disponibilité et de leur efficacité, Les électrodes utilisées dans cette étude sont des plaques en aluminium (d'une pureté d'environ 99%).

Les deux électrodes (plaques rectangulaires parallèles de dimensions 400 mm×400 mm×2mm) ont, chacune 18 cm de surface nominale immergée la figure III.1 représentent les électrodes utilisées.

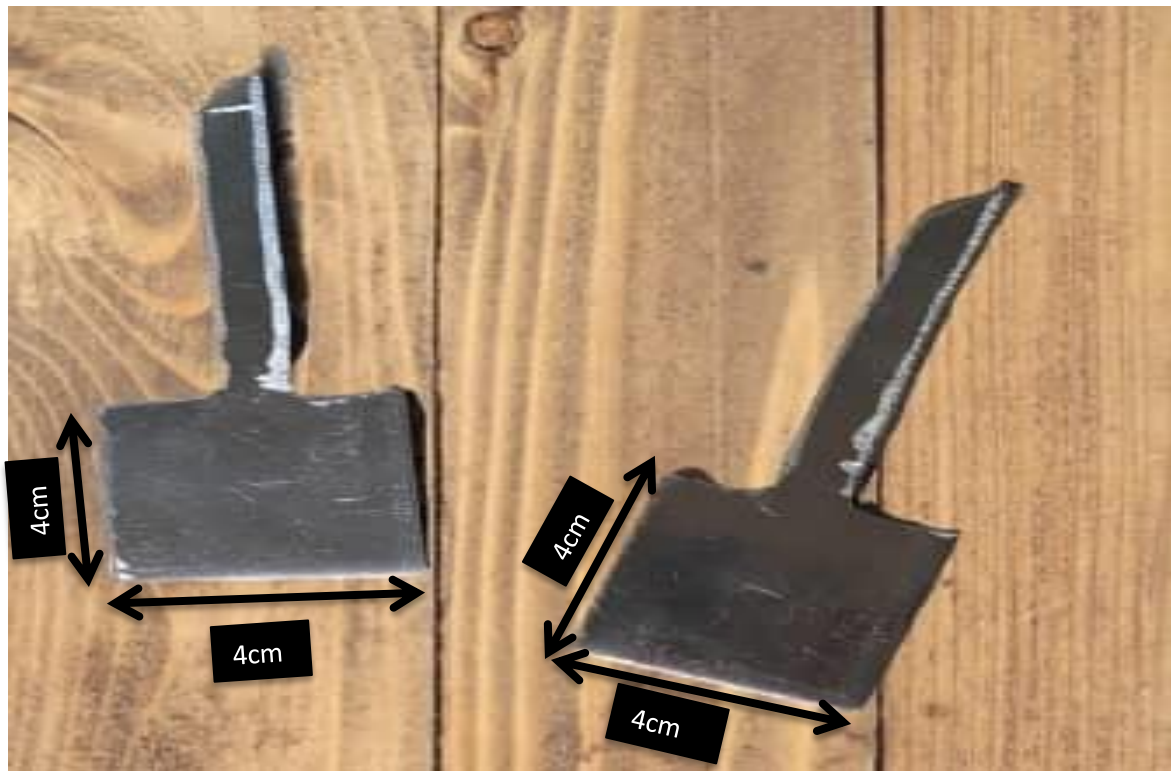


Figure (III.1) : Electrodes utilisée lors de travail.

III .2.3.2. La cellule d'électrocoagulation

Le montage est composé d'un générateur de courant et d'un réacteur en plastique (bêcher) de 1000 et 500 ml de volume (figure III.2 et figure III. 3), muni de deux électrodes identiques en aluminium, l'anode et le cathode, sous forme de plaques planes, sont placées dans la cellule parallèlement en position verticale plongées dans un mélange d'eau et d'Acide humique dont

la surface émergée est de 16 cm² pour chaque électrode, la forme plane des électrodes permet un montage et un nettoyage faciles des plaques, l'homogénéisation de la solution est effectuée à l'aide d'un agitateur magnétique avec un barreau magnétique assurant le brassage de l'échantillon on, la tension aux bornes des électrodes est fixée par un générateur de courant continu.

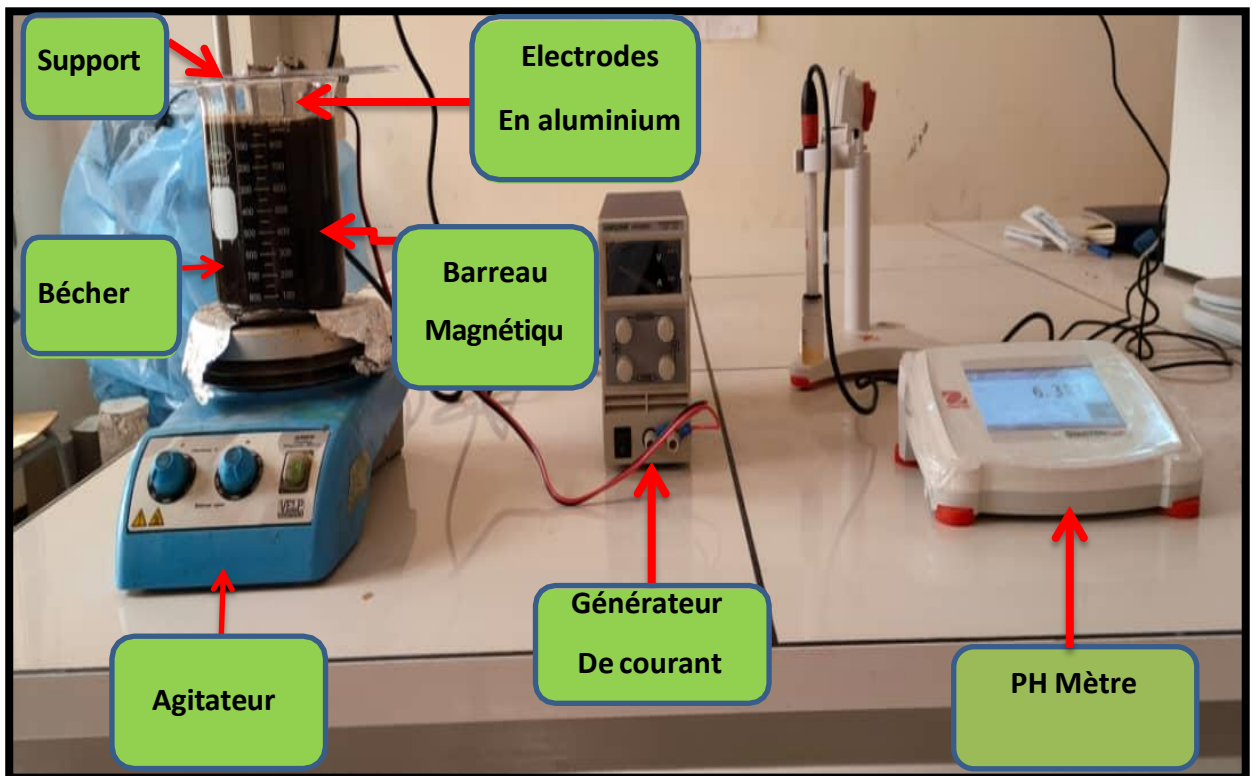


Figure (III.2) : Dispositif expérimental

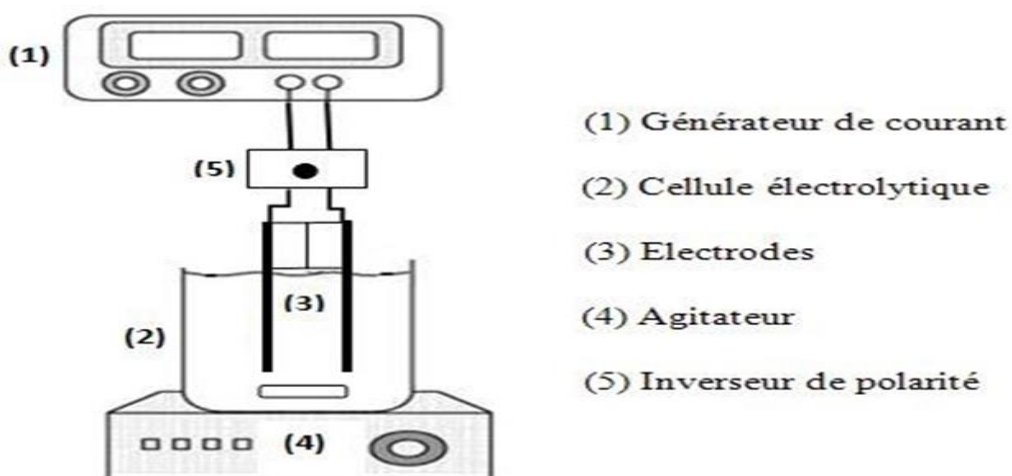


Figure (III.3) : Schéma de dispositif expérimental

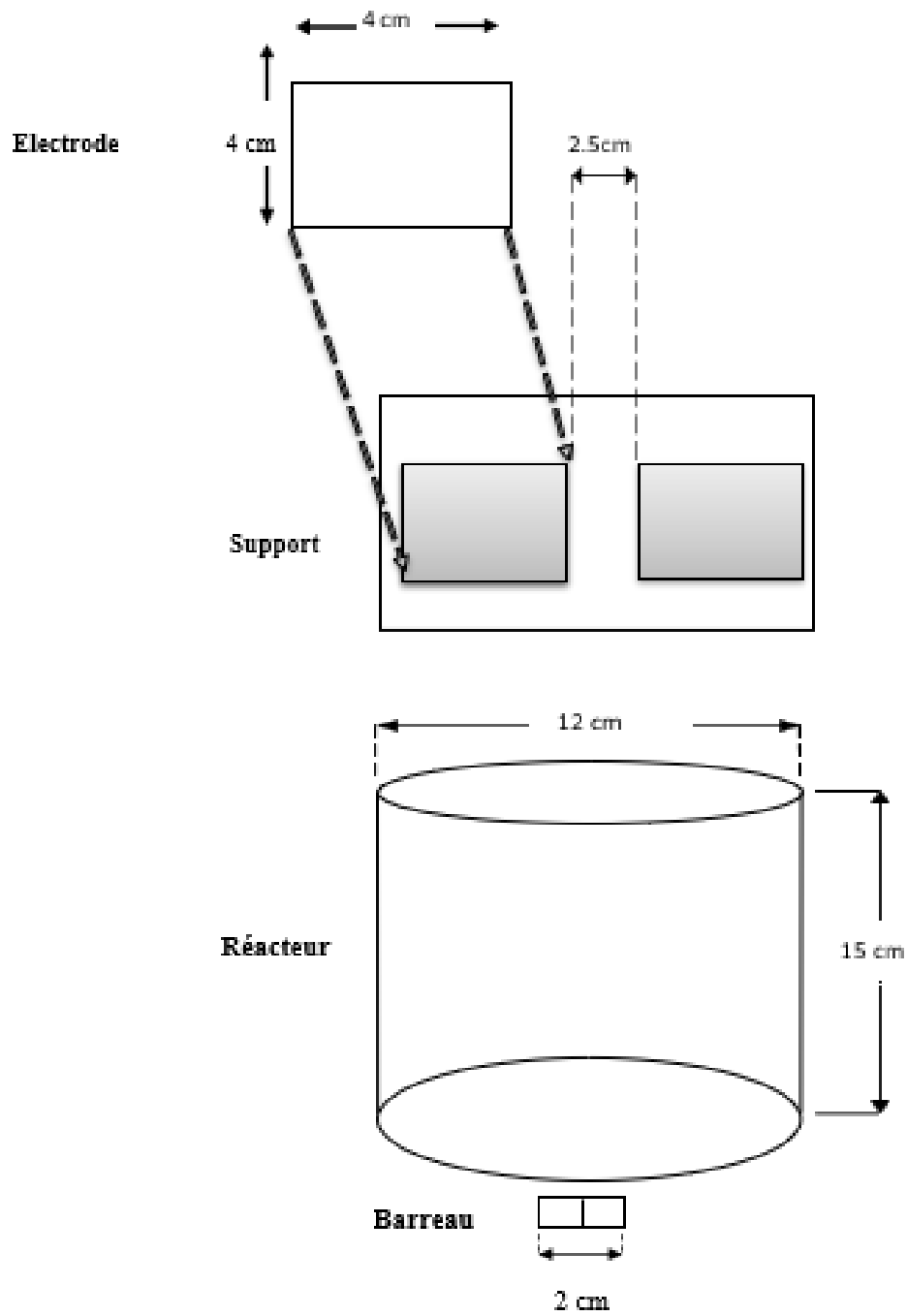


Figure (III.4) : Dimensionnement du dispositif expérimental.

III.3. Dosage de l'acide humique par Spectrophotométrie

La spectrophotométrie est une méthode analytique quantitative qui consiste à mesurer l'absorbance ou la densité optique d'une substance chimique donnée en solution. Plus cette espèce est concentrée plus elle absorbe la lumière dans les limites de proportionnalités énoncées la loi de Beer-Lambert.

L'absorbance mesure la capacité d'un milieu à absorber la lumière qui le traverse. On utilise aussi les termes densité optique, opacité ou d'extinction selon les domaines. Les rayonnements les plus souvent utilisés sont l'ultraviolet (UV), la lumière visible et l'infrarouge (IR). Le domaine du visible et de l'UV a été abondamment étudié, et ce depuis longtemps. Mais s'il est indispensable pour une approche expérimentale de la nature de la liaison chimique, il est pauvre en information structurale. Son emploi est de plus en plus réservé à l'analyse quantitative via la loi de Beer-Lambert.

La loi de Beer-Lambert, aussi connue comme la loi de Beer-Lambert-Bouguer chez les Français et loi de Beer dans la littérature anglo-saxonne, est une relation empirique reliant l'atténuation d'un faisceau de lumière aux propriétés du milieu qu'il traverse et à l'épaisseur traversée. La loi de Beer-Lambert établit que l'absorbance d'une solution est proportionnelle, d'une part, à sa concentration et, d'autre part, à la longueur du trajet parcouru par la lumière dans la solution.

La relation entre absorbance A et la concentration C est appelée loi de Beer-Lambert elle s'écrit :

$$A = k \times C$$

Avec :

k = Constante

C = la concentration molaire de l'espèce colorée dans la solution

III. 3.1. Le rayonnement ultraviolet (UV)

Les UV, également appelé lumière noire, parce qu'il n'est pas visible à l'œil nu, est un rayonnement électromagnétique d'une longueur d'onde plus courte que celle de la lumière visible, mais plus longue que celle des rayons X (190 à 900 nm). Il ne peut être observé qu'indirectement, soit par fluorescence, soit à l'aide de détecteurs spécialisés.

III.3.2. Domaine UV-visible de la spectrophotométrie

La spectrophotométrie est l'étude quantitative des interactions entre la lumière et la matière. Lorsque de la lumière traverse une substance, elle est en partie transmise et en partie absorbée.

Un soluté coloré ou chromophore absorbe la lumière visible. Certaines solutions absorbent dans l'ultraviolet. Les infrarouges ne sont pas utilisés en spectrophotométrie, car ils dépendent surtout de la température de la solution et non de sa concentration, ils sont plutôt couverts par la spectroscopie en infrarouge.

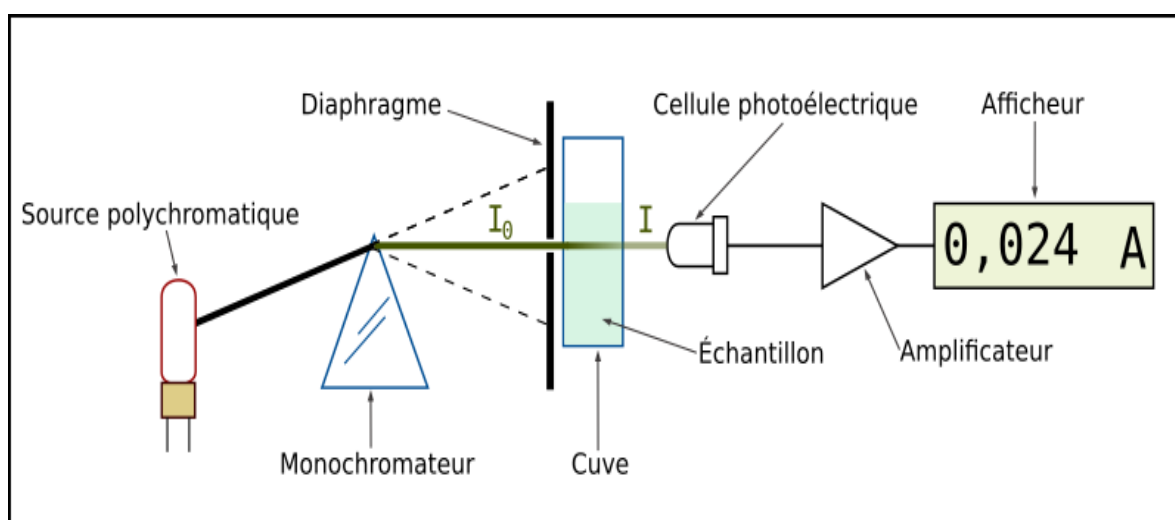


Figure (III.5) : Schéma de principe du spectrophotomètre UV-visible mono faisceau

Un spectrophotomètre mesure l'absorbance d'une solution à une longueur d'onde donnée. Un dispositif monochromateur permet de générer, à partir d'une source de lumière visible ou ultraviolette, une lumière monochromatique, dont la longueur d'onde est choisie par l'utilisateur. La lumière monochromatique incidente d'intensité I_0 traverse alors une cuve contenant la solution étudiée, et l'appareil mesure l'intensité de la lumière transmise. La valeur affichée par le spectrophotomètre est l'absorbance à la longueur d'onde étudiée.

Le spectrophotomètre peut être utilisé pour mesurer de manière instantanée une absorbance à une longueur d'onde donnée, ou pour produire un spectre d'absorbance. Dans ce dernier cas, le dispositif monochromateur décrit en un temps court l'ensemble des longueurs d'onde comprises entre deux valeurs choisies par l'opérateur.

Un spectrophotomètre U.V./visible comprend de parties essentielles

➤ **La source lumineuse** : elle est constituée par :

- Une lampe à décharge au deutérium utilisée dans le domaine des UV
- Une lampe à filament de tungstène pour le domaine visible
- Une lampe à décharge au xénon utilisée dans le domaine UV et visible. Ce type de lampe est très énergétique. Elle fonctionne sous forme de flash, juste au moment de faire une mesure.

➤ **La cuve** :

Elle contient soit l'échantillon soit la référence. La longueur de la cuve est définie (1, 2, 4 ou 5 cm de trajet optique). Elle doit être transparente aux radiations d'étude. Par exemple en UV, les

Cuves sont en quartz, elles ne peuvent être ni en verre ni en plastique. Connaissant le spectre d'absorption d'une espèce chimique, on peut mesurer, à l'une de ses longueurs d'onde λ_{max} .

III.4. Protocole d'analyse

III .4.1. Choix de la longueur d'onde d'absorption

Les mesures de l'absorbance ont été effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre avec des cuves en verre de 1 cm de trajet optique contenant la solution à analyser (AH). La longueur d'onde d'absorption optimale λ_{max} des AH est déterminée en réalisant un balayage entre 190 nm et 900 nm. Elle est obtenue $\lambda_{\text{max}} = 254 \text{ nm}$ (YAHIAOUI 2015).

III .4.2. Etablissement de la courbe d'étalonnage du l'Acide humique

Pour le tracé de la courbe d'étalonnage, nous avons mesuré l'absorbance des solutions de concentration allant de 0 à 15 mg/L à $\lambda_{\text{max}} = 254 \text{ nm}$. La figure III.6 et tableau III.4 ci-dessous donne l'absorbance (Abs) en fonction de la concentration (C) de la solution en AH. La méthode utilisée pour analyser le AH est la méthode spectrométrique. La lecture s'effectue à la longueur d'onde de 254nm. Les variations de l'intensité d'un faisceau lumineux traversant une même épaisseur l de solutions de concentrations diverses.

Ceci permet d'établir expérimentalement la courbe $A=f(C)$ reliant l'absorbance et la concentration de la substance étudiée (Avec $l = 1\text{cm}$), en effectuant les mesures de l'absorbance (A) pour diverses concentrations. Cette courbe est une courbe d'étalonnage.

Tableau III.4. Tableau d'étalonnage.

Co mg /l	Abs (à 254 nm)
0	0
1	0.015
2	0.032
4	0.086
6	0.129
8	0.196
10	0.232
15	0.331

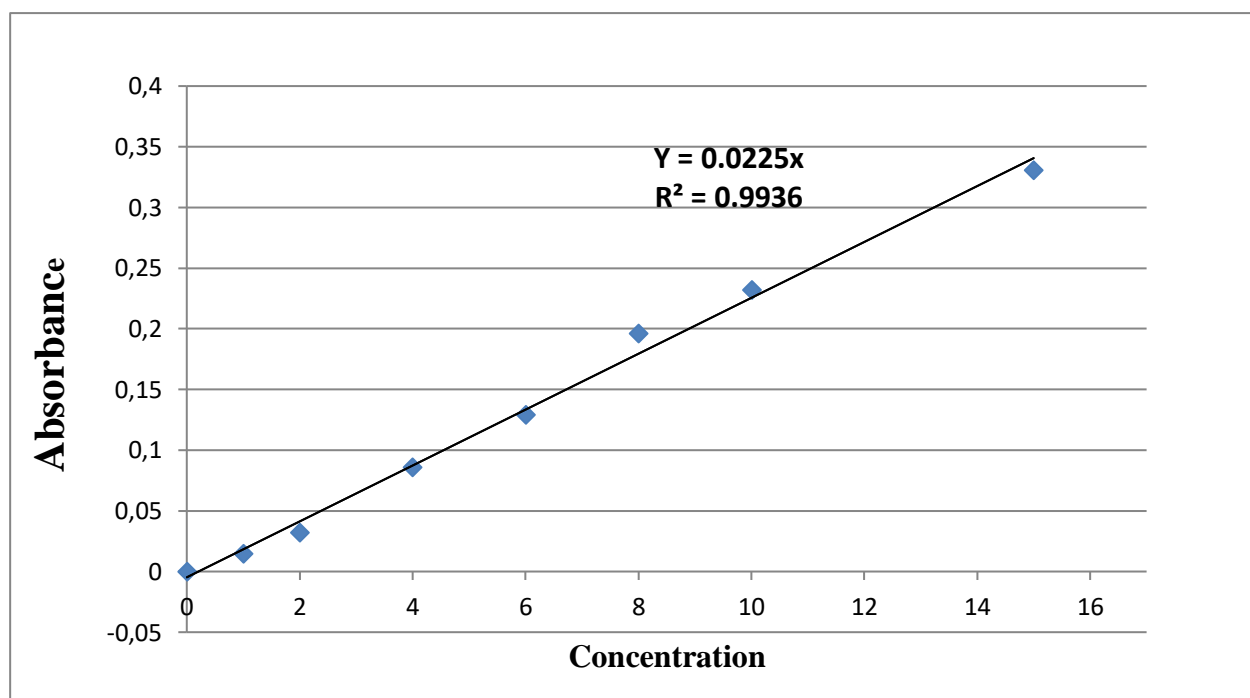


Figure (III.6) : Courbe d'étalonnage d'acide humique (AH)

III.5. Mode opératoire

III .5.1. Préparation des solutions

Une solution mère (solution Acide humique) obtenue avec 1000 ml d'eau minéral naturelle Fezguia et 500 mg d'acide humique.

Une solution avec 500 ml d'eau minéral naturelle **Fezguia** et 100 mg d'acide humique.

Une solution avec 500 ml d'eau minéral naturelle **Fezguia** et 100 mg d'acide humique et 100 mg d'argile.

III.5.2. Mise en œuvre expérimentale

Une fois que la solution est versée dans le réacteur, on plonge le barreau magnétique et on met en marche l'agitation à une vitesse de 300tr/min avec un agitateur.

On installe les électrodes sur leur support et on teste la continuité du courant. On plonge les électrodes séparées entre elles d'une distance de 2.5cm dans le réacteur, on déclenche simultanément le générateur de courant ensuite elles sont liées à l'aide des fils électrique.

Des prélèvements d'échantillons de la solution électrolysée à l'aide d'une pipette sont effectués à des intervalles de temps réguliers. Les mesures du pH sont effectuées immédiatement

Les échantillons on prélève pour l'analyse de l'absorbance. Ces dernières seront, après un temps de décantation, analysées par spectrophotométrie UV-visible à la longueur d'onde maximale égal à 254 nm.

III.6. Conclusion

L'objectif principal de ce chapitre était d'exposer les différentes méthodes analytiques ainsi que la présentation des matériels d'essais expérimentaux portant sur les procédés de l'adsorption des substances humiques en présence séparément d'aluminium dans l'eau minéralisé « Fezguia ». De même, nous avons présenté les principales caractéristiques physico-chimiques des milieux testés et les composants organiques considérés. Une application des procédés qu'en va tester vont être appliqué à différent intensité du courant.

Chapitre IV :

Résultats et discussions

IV.1.Introduction

Dans ce chapitre, nous allons présenter les résultats obtenus avec les interprétations atteints à travers les expériences précédentes lors de la variation des paramètres d'influence : le temps, intensité du courant et la concentration initial du polluant. Les expériences ont été réalisées pour étudier l'effet des paramètres de fonctionnement de l'électrocoagulation (EC) sur l'efficacité d'élimination de la matière organique dans des solutions synthétiques.

IV.2. Description des mécanismes du procédé

La coagulation est l'opération de déstabilisation des particules colloïdales en suspension par neutralisation de la charge surfacique négative responsable de la force de répulsion entre ces particules à l'aide des cations générés par le matériau de l'anode et des produits de leur hydrolyse. Les particules déstabilisées s'adsorbent sur les précipités tels que $M(OH)^3$ et s'agglomèrent pour former des floccs ; c'est la floculation.

Dans le cas d'une anode en aluminium, le cation métallique formé est Al^{3+} , les cations métalliques forment des complexes avec les ions hydroxydes. L'espèce majoritaire dépend du pH du milieu. Pour l'aluminium, on trouve une multitude de complexes anioniques et cationiques. On peut distinguer :

Les mono complexes tels que $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_4^-$.

Les poly complexes tels que $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_2(OH)_5^+$, $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$.

Les espèces amorphes et très peu solubles telles que $Al(OH)_3$, Al_2O_3 .

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

IV.3. Paramètres réactionnels

IV.3.1. Temps d'agitation

La procédé d'électrocoagulation a été faite en variant la durée d'électrolyse cela veut dire pour suivre la cinétique de dégradation d'acide humique, des prélèvements, ont été effectués à intervalle de temps : quatre prélèvements pour chaque 15 min et ensuite deux prélèvements pour chaque 30 min et trois prélèvements pour chaque 1h.ont été effectués des prélèvements à intervalle de temps : trois prélèvements pour chaque 10 min et ensuite deux prélèvements pour chaque 15min et deux prélèvements pour chaque 30 min enfin une prélèvement pour 1 h .

L'étude cinétique : $C_0 = 500$ mg/L intensité de courant = 0,1 A

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.1). La courbe établie est représentée par la figure (IV.1) :

Tableau IV.1. Effet de temps d'agitation

Temps	Abs	Conc	Dillution	Conc	R%
10	1,98	88	3	264	47,20
20	1,849	82,177778	3	246,533333	50,69
30	1,56	69,333333	3	208	58,40
45	1,45	64,444444	3	193,333333	61,33
60	1,23	54,666667	3	164	67,20
90	1,86	82,666667	2	165,333333	66,93
120	1,93	85,777778	2	171,555556	65,69
180	2,28	101,333333	1	101,333333	79,73

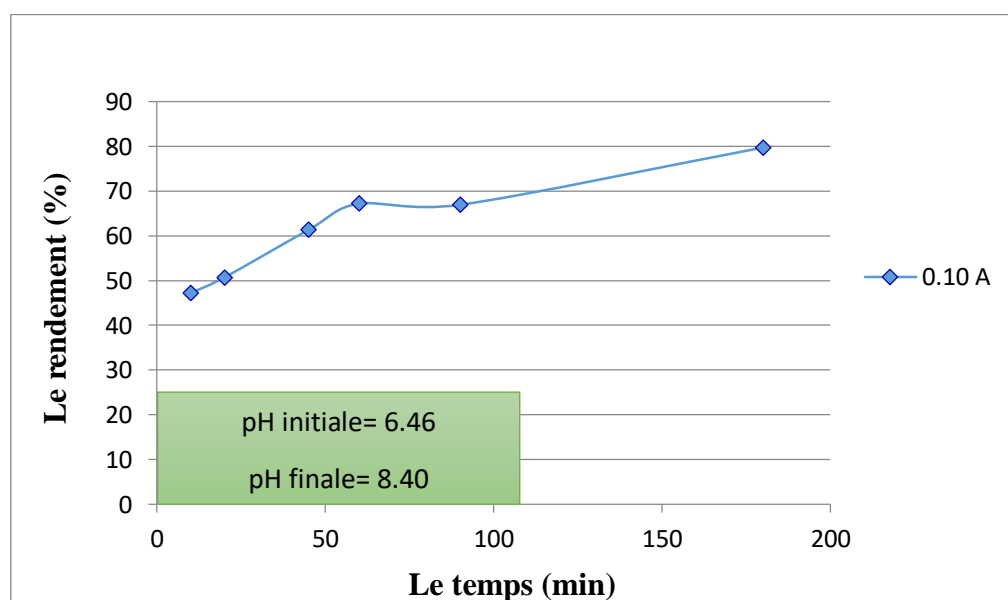


Figure IV .1. Effet de temps d'agitation sur la turbidité de l'eau brute

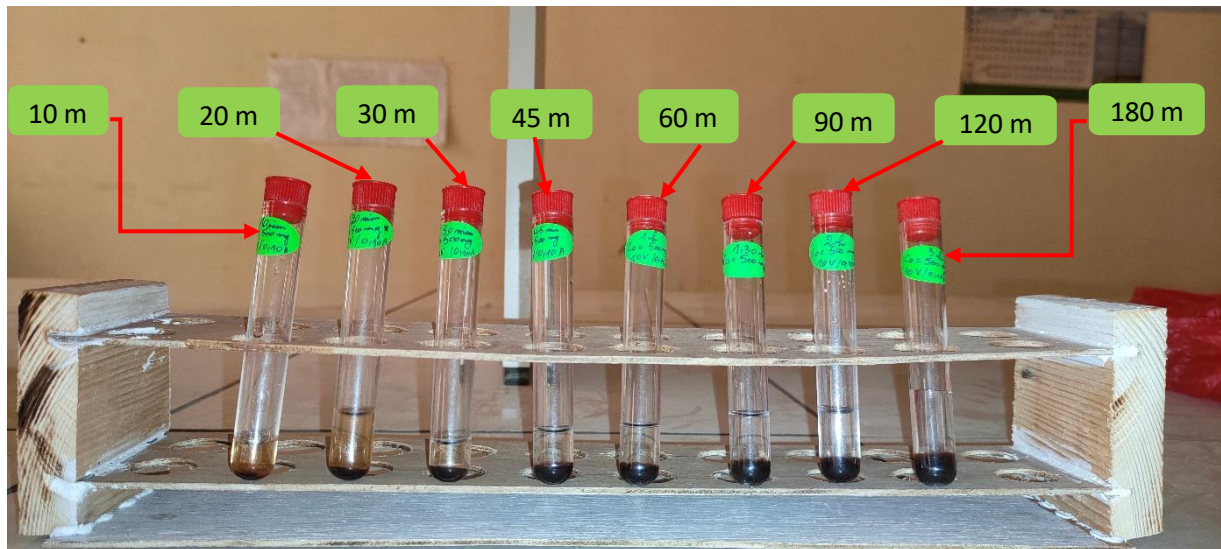


Figure IV.2. Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (la durée du premier prélèvement est de 10 min).

D'après *la figure IV.2* nous pouvons observer sur le premier tube ($t=0$ min) une couleur sombre ce qui signifie que l'eau est toujours polluée ce qui fait que le procédé de l'électrocoagulation n'a pas été commencer, lors de ($t=10$ min) sur les trois tubes nous avons marqué un léger éclaircissement de couleur comparant au premier tube ce qui explique le début de l'élimination de l'AH, au moment de $t=30$ min l'eau devient très clair et c'est dû à la dégradation de l'acide humique par le procédé de l'EC. Deux masses sur les trois derniers tubes peuvent être distinctes avec une couleur sombre en bas qui représente le polluant précipité et une couleur pure en haut qui expose l'eau clair.

Le temps est un facteur très important dans l'électrocoagulation, c'est au cours duquel qu'on peut déterminer la durée nécessaire pour la totalité des mécanismes mis en jeu, ainsi la performance de l'électrocoagulation, autrement dit c'est le temps nécessaire pour avoir un maximum d'élimination le polluant.

Le pH après traitement par électrocoagulation augmenterait pour l'influent acide Il a passé de 6.46 à 8.40 pendant la cinétique mais diminuerait pour l'influent alcalin. C'est un des avantages de ce procédé. L'augmentation du pH aux conditions acides a été attribuée à l'évolution de l'hydrogène aux cathodes.

IV.3.2. Intensité du courant

L'effet du courant a été étudié en effectuant les expériences d'électrocoagulation à différentes valeurs du courant (0.04 A / 0.10 A / 0.24 A).

1^{er} Cinétique

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.2). La courbe établie est représentée par la figure (IV.3) :

$C_0 = 500$ mg/L 5 Volts intensité de courant = 0,04 A

Tableau IV.2. Effet de l'intensité du courant (0,04 A).

Temps	Abs	Conc	Dillution	Conc	R%
10	3,8	168,88889	2	337,777778	32,44
20	3,67	163,11111	2	326,222222	34,76
30	3,57	158,66667	2	317,333333	36,53
45	3,46	153,77778	2	307,555556	38,49
60	3,49	155,11111	2	310,222222	37,96
90	2,67	118,66667	3	356	28,80
120	2,25	100	3	300	40,00
180	2,12	94,222222	3	282,666667	43,47

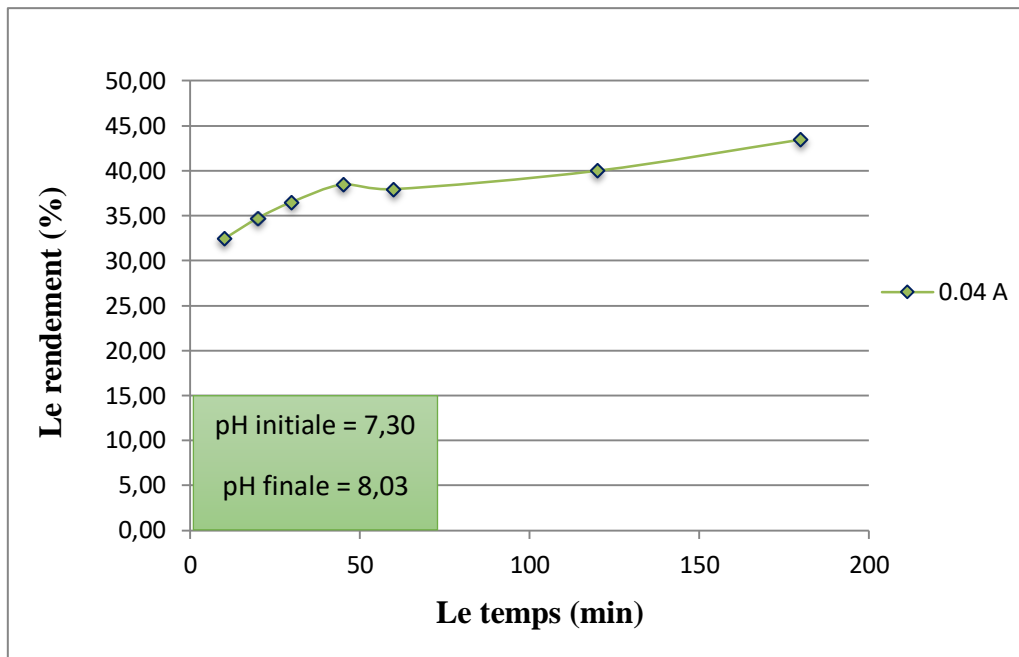


Figure IV.3. Effet de l'intensité de courant sur l'élimination de l'AH (0,04 A).

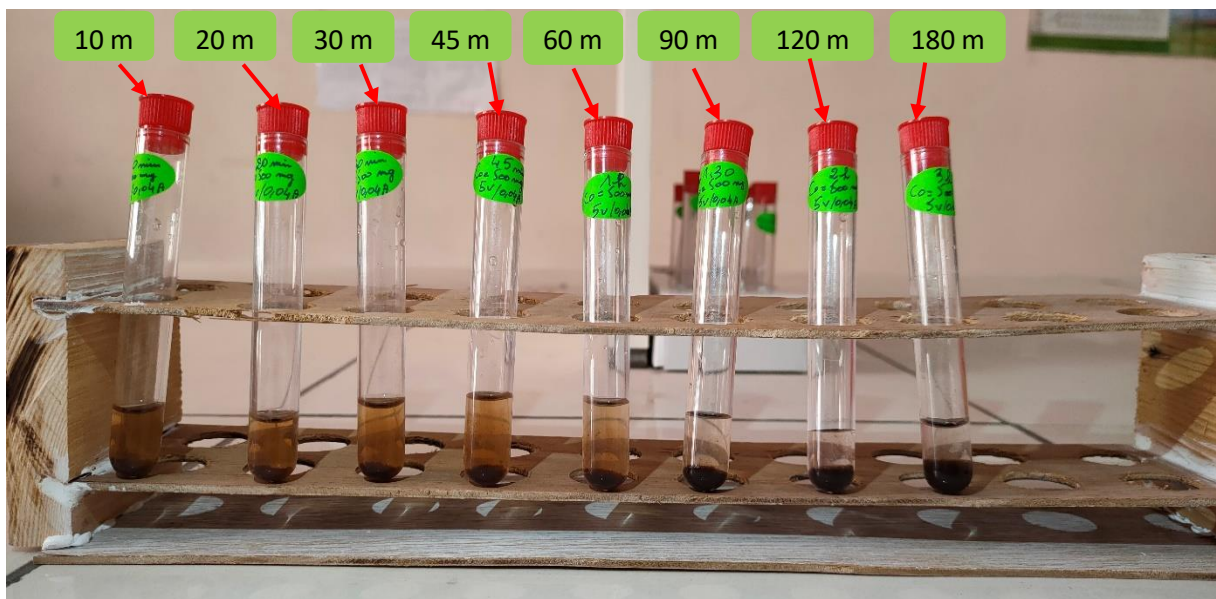


Figure IV.4. Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (0,04 A).

2^{eme} Cinétique

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.3). La courbe établie est représentée par la figure (IV.5) :

C0= 500 mg/L

10 Volts

intensité de courant = 0,1 A

Tableau IV.3. Effet de l'intensité du courant (0,1 A).

Temps	Abs	Conc	Dilution	Conc	R%
10	1,98	88	3	264	47,20
20	1,849	82,177778	3	246,533333	50,69
30	1,56	69,333333	3	208	58,40
45	1,45	64,444444	3	193,333333	61,33
60	1,23	54,666667	3	164	67,20
90	1,86	82,666667	2	165,333333	66,93
120	1,93	85,777778	2	171,555556	65,69
180	2,28	101,333333	1	101,333333	79,73

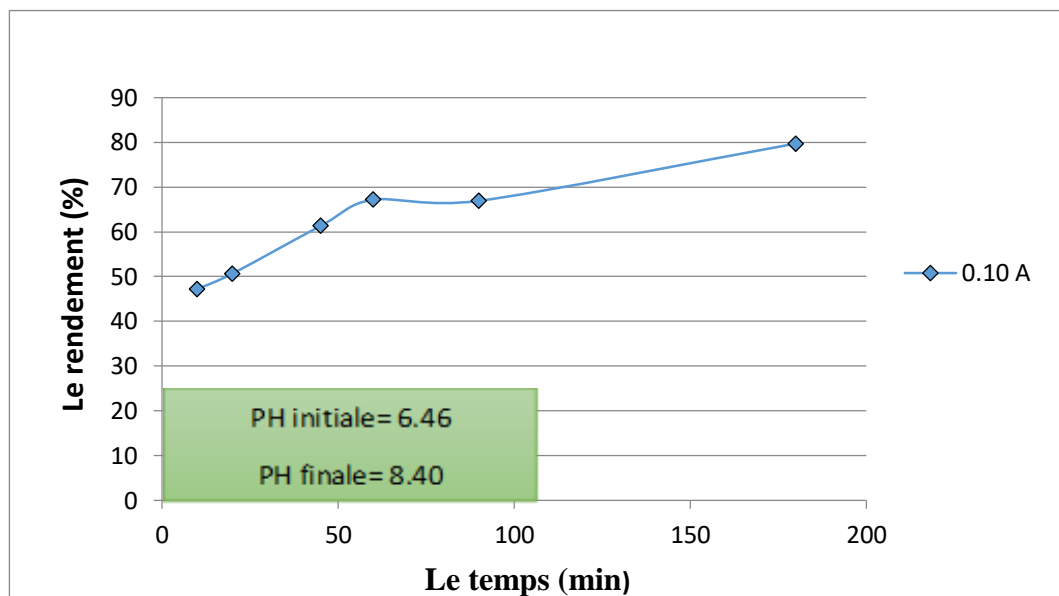


Figure IV.5. Effet de l'intensité de courant sur la turbidité de l'eau brute (0,10 A).

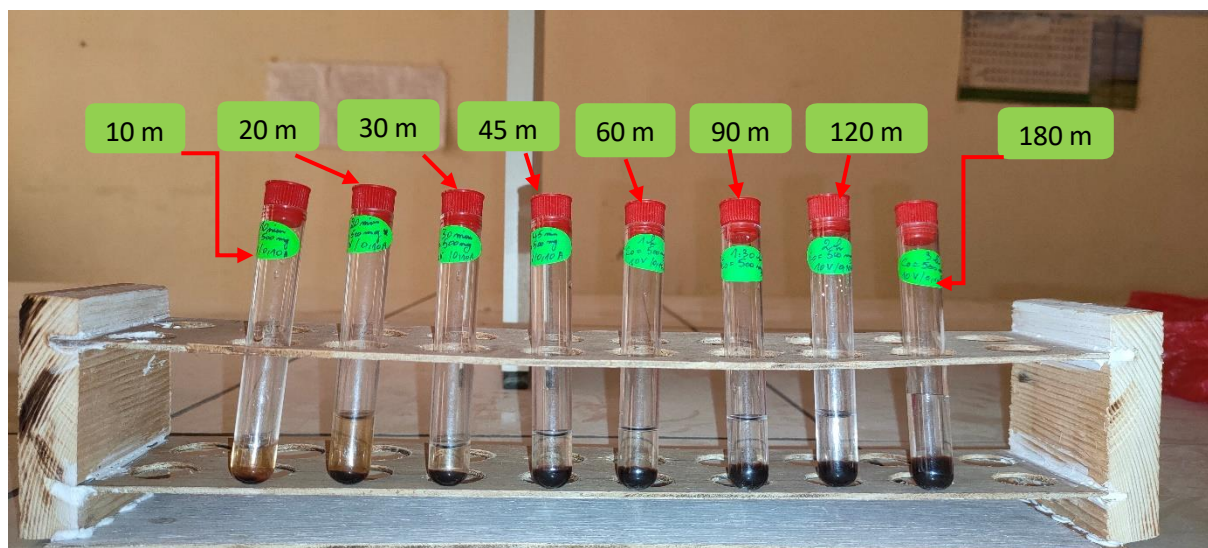


Figure IV.6. Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (0.01 A).

3^{eme} Cinétique

$C_0 = 500 \text{ mg/L}$

20 Volts

intensité de courant = 0,24 A

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.4). La courbe établie est représentée par la figure (IV.7) :

Tableau IV.4. Effet de l'intensité du courant (0,24 A).

Temps	Abs	Conc	Dillution	Conc	R%
10	1,67	74,222222	3	222,666667	55,47
20	1,77	78,666667	3	236	52,80
30	1,48	65,777778	3	197,333333	60,53
45	1,66	73,777778	3	221,333333	55,73
60	1,56	69,333333	3	208	58,40
90	1,24	55,111111	2	110,222222	77,96
120	1,26	56	2	112	77,60
180	2,17	96,444444	1	96,444444	80,71

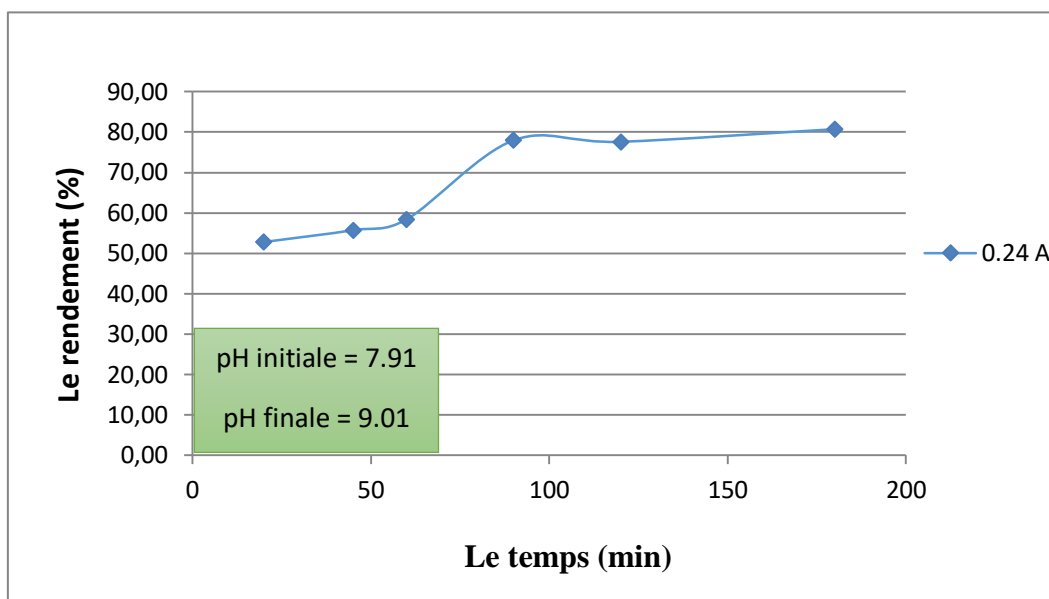


Figure IV.7. Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute (0,24 A).

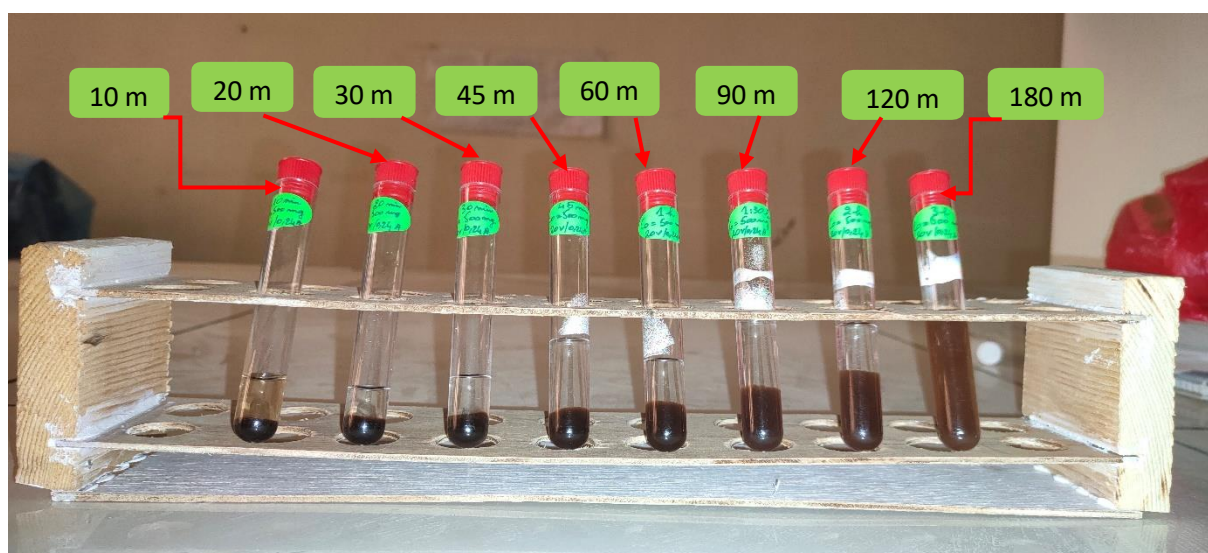


Figure IV.8. Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (0,24 A).

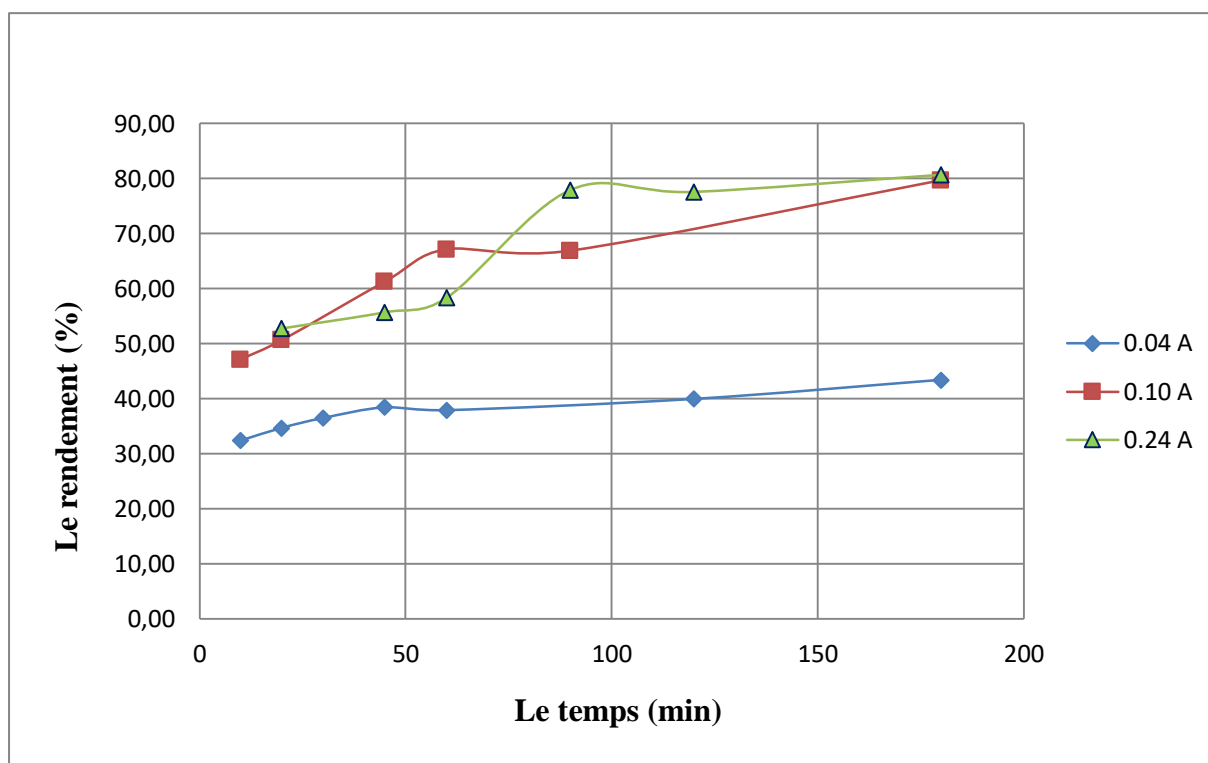


Figure IV.9. Effet de l'intensité du courant sur la turbidité de l'eau brute

(0,04 A, 0,10 A, 0,24 A).

Les résultats ont montré la relation entre la variation du courant et le rendement final de l'eau à traiter par les électrodes d'aluminium (Al). La figure montre que la turbidité résiduelle diminue avec l'augmentation du courant électrique dans la gamme de courant de 0,04 à 0,2 Ampère.

L'intensité du courant électrique est jugée comme un paramètre essentiel en électrocoagulation spécifiquement pour la cinétique d'abattement de la turbidité. Lorsque l'intensité du courant augmente, le temps de traitement diminue en raison de la forte dissolution de l'aluminium. Il en résulte donc davantage de déstabilisation des particules du polluant. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace du polluant par flottation.

Au cours de l'électrocoagulation, le pH de la solution augmente avec le temps en raison de l'évolution de l'hydrogène et cette évolution est principalement dépendante du courant.

IV.3.3. La concentration en AH

1^{er} Cinétique

$C_0 = 500 \text{ mg/L}$ 10 Volts intensité = 0,10 A

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.5). La courbe établie est représentée par la figure (IV.5) :

Tableau IV.5. Effet de variation de la concentration en AH.

Temps	Abs	Conc	Dillution	Conc	R%
10	1,98	88	3	264	47,20
20	1,849	82,177778	3	246,533333	50,69
30	1,56	69,333333	3	208	58,40
45	1,45	64,444444	3	193,333333	61,33
60	1,23	54,666667	3	164	67,20
90	1,86	82,666667	2	165,333333	66,93
120	1,93	85,777778	2	171,555556	65,69
180	2,28	101,333333	1	101,333333	79,73

2^{eme} Cinétique

$C_0 = 100 \text{ mg/L}$ 10 Volts intensité = 0,07 A

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.6). La courbe établie est représentée par la figure (IV.10) :

Tableau IV.6. Effet de variation de la concentration en AH.

Temps	Abs	Conc	Dillution	Conc	R%
10	2,86	127,11111	2	254,222222	49,16
30	2,46	109,33333	2	218,666667	56,27
60	2,41	107,11111	2	214,222222	57,16
90	3,067	136,31111	1	136,311111	72,74
120	3,091	137,37778	1	137,377778	72,52

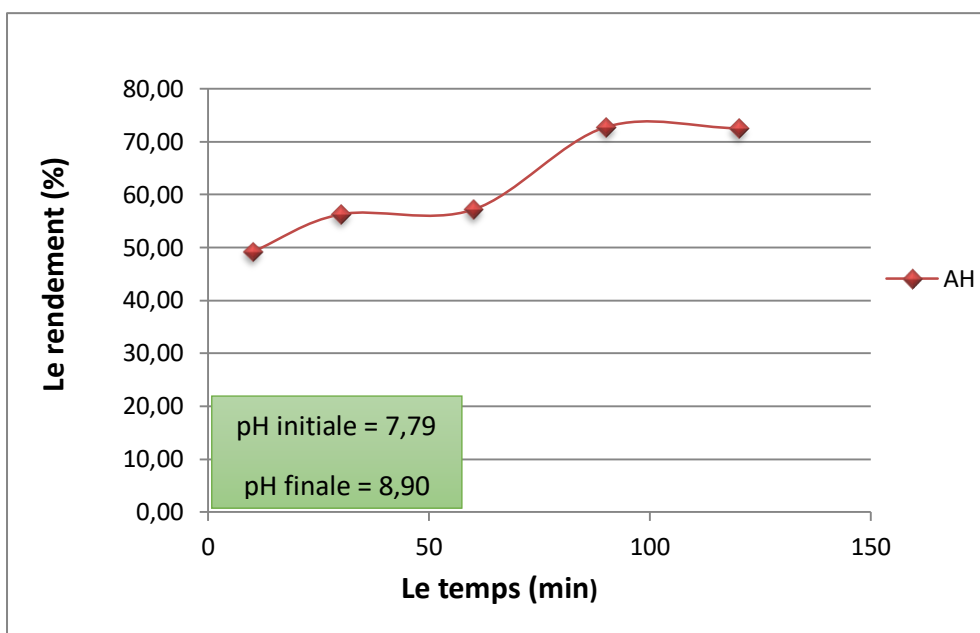


Figure IV.10. Effet de variation la concentration en AH.

3^{eme} Cinétique

C₀= 100 mg/L

10 Volts

intensité = 0,07 A

Les résultats obtenus sont portés dans le tableau (IV.7). La courbe établie est représentée par la figure (IV.11) :

Tableau IV.7. Effet de variation de la concentration en AH + Argile.

Temps	Abs	Conc	Dillution	Conc	R%
10	2,87	127,55556	2	255,111111	48,98
30	2,76	122,66667	2	245,333333	50,93
60	2,85	126,66667	2	253,333333	49,33
90	1,98	88	2	176	64,80
120	1,88	83,555556	2	167,111111	66,58

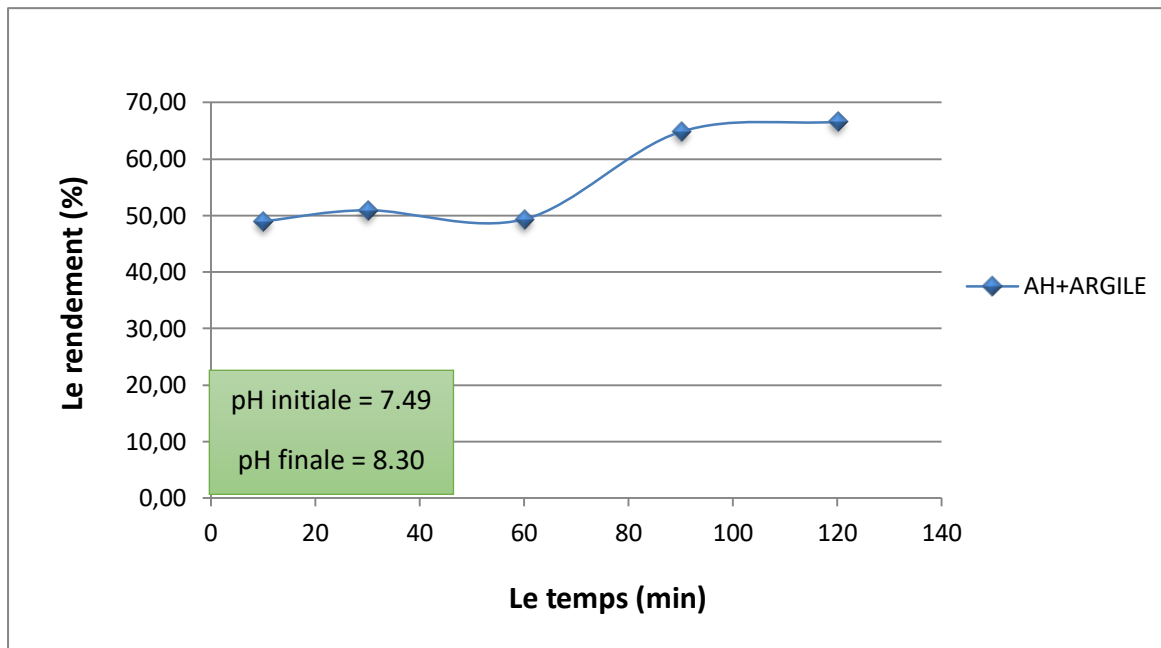
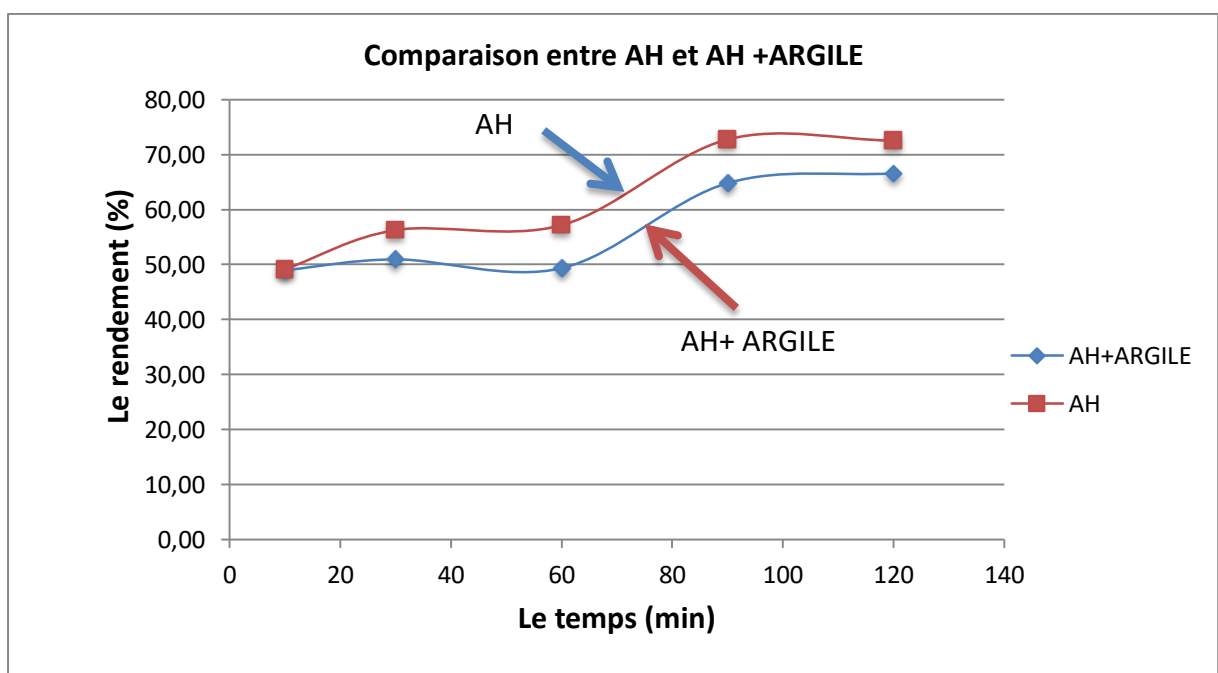


Figure IV.11. Effet de variation la concentration (AH+Argile).



FigureIV.12.Effet de variation la concentration en substances humique.

Le traitement par EC s'avère très efficace et aboutit à des taux d'élimination de AH dépassent 70% pour l'aluminium et cela pour les faibles concentrations. Il en est de même pour des concentrations élevées, ce qui signifie que des concentrations faibles et élevées donnent la même efficacité sur l'eau.

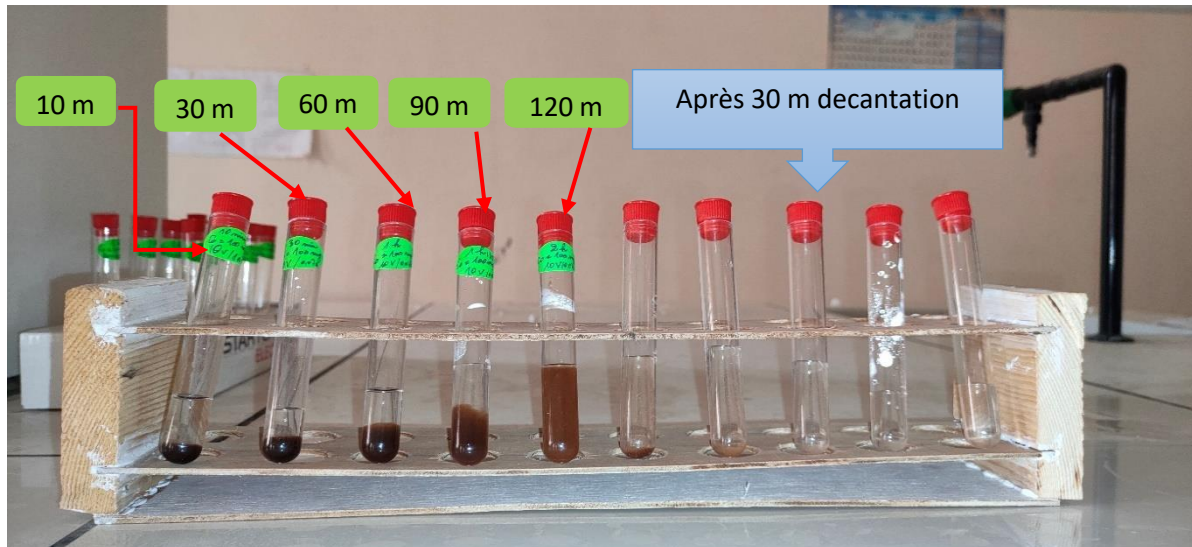


Figure IV.13. Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH ($C_0=100$ mg)

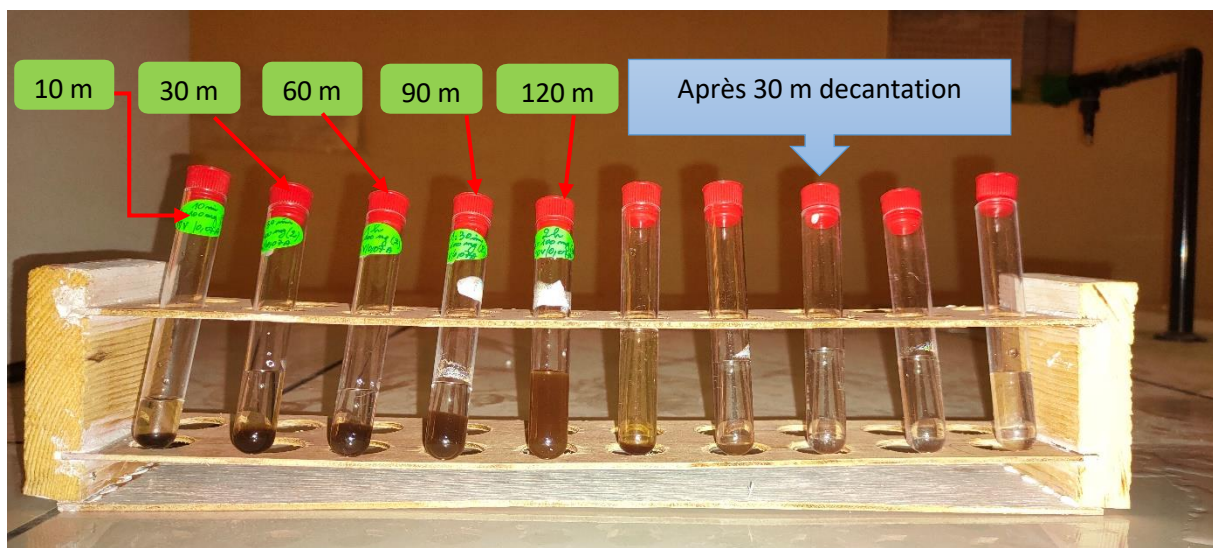


Figure IV.14. Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH+ARGILE ($C_0=100$ mg)

D'après les figures (IV.13 et IV.14) on voit à partir du premier tube ($t=10$ min) vers le dernier tube $t = 120$ min, deux masses avec une couleur sombre en bas qui représente le polluant et une couleur pure en haut qui expose l'eau pure qui signifie également la bonne efficacité du procédé de l'EC dans ces conditions opératoires.

IV.4. Conclusion

L'EC est déjà connue comme un procédé efficace pour l'élimination des polluants organiques, et est une méthode de production de l'eau potable pour le moins attrayant. Il peut être avantageux, à plusieurs égards, d'employer cette technologie.

A la lumière des expériences menées sur l'influence de ce procédé on conclure que l'EC montre de bons résultats visuel. D'excellents rendements épuratoires en matière d'élimination de l'acide humique ont été enregistrés. De plus, le pouvoir désinfectant de cette technologie mérite d'être exploité davantage.

Il existe toutefois des effets complémentaires induits par l'électrocoagulation : la production de boues et la consommation énergétique ce qui signifie rechercher des solutions spéciales utilisant un système énergétique économique et écologique.

Conclusion

Générale

Conclusion générale

Ce mémoire s'est inscrit dans le cadre global de l'étude de la dégradation de l'acide humique présent dans les eaux naturelles par la technique d'électrocoagulation. L'objectif de ce travail était d'étudier la possibilité d'élimination de la pollution organique comme l'acide humique par le procédé d'électrocoagulation. La première partie de notre mémoire a été consacrée à une étude bibliographique portant sur des généralités sur la pollution organique des eaux de surface. Nous nous sommes également intéressés à différentes sources de la pollution des eaux de surface, les différentes catégories de matières organiques de type humique. Ainsi qu'une brève description des problèmes causés par la matière organique dans l'eau de surface. Dans cette partie, nous avons également insisté sur l'acide humique qui fait l'objet de notre étude. Et on a passé en revue dans la même partie quand on a développé le procédé d'EC, le mécanisme, et les lois régissent. La deuxième partie de cette étude est destinée à l'étude expérimentale dont laquelle nous a permis de tester les performances de la technologie d'électrocoagulation à savoir en utilisant des électrodes en aluminium pour l'élimination de la matière organique de type humique spécifiquement l'acide humique avec des variations sur les paramètres réactionnels (Temps d'agitation, l'intensité du courant et la concentration en AH. Cette recherche a permis de démontrer l'efficacité de l'électrocoagulation dans le traitement des substances humiques comme l'acide humique. En effet, c'est bien par la formation in situ d'un agent coagulant (Al^{3+}) provenant de la dissolution anodique que l'eau provient de cette dernière.

Les résultats expérimentaux nous ont permis de :

- Conclure que le procédé a été effectivement simple de travailler et simple d'installer.
- L'élimination de la matière organique de type humique par utilisation d'EC est assez courte pendant 30 min on remarque la dégradation qui exprime la rapidité des réactions mises en jeu.
- De déduire que l'intensité de courant de 0,20 A nous a donné une bonne élimination visuelle de l'AH.
- Pour une faible concentration de l'AH et intensité de courant appropriée le procédé a marqué une bonne dégradation après une simple décantation.

Références

bibliographiques

Références bibliographiques

- Abdelghani T., Jacqueline, D., Philippe, D., Philippe, T. (2014) Propriétés physicochimiques et biologiques des substances humiques en relation avec le développement végétal. *Journal of Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(3), 436-445.
- Achour S., Moussaoui K. (1993) La chloration des eaux de surface algériennes et son incidence sur la formation de composés organohalogénés. *Environmental technology*, 14, 885-890.
- Astruc M. (1986) Propriétés chélatantes des substances humiques des eaux continentales, Séminaire sur les substances humiques, G.R.U.T.T.E.E., Rennes.
- Badis A., Ferradji, F.Z., Boucherit, A., Fodil, D., Boutoumi, H. (2009) Characterization and biodegradation of soil humic acids and preliminary identification of decolorizing actinomycetes at Mitidja plain soils (Algeria). *Afr. J. Microbiol. Res*, 3(13), 997-1007.
- Benoufella F. (1989) Chloration de quelques acides aminés présents dans les eaux à potabilité. Thèse de Magister en Chimie, U.S.T.H.B. Alger.
- Bouzegag S (2018). Elimination de la pollution organique des eaux de barrage Koudiet Meddaour par adsorption sur charbon actif. Mémoire de Master. Université Mohamed Khider de Biskra.
- Beyade S. (2013) Caractérisation de la composition chimique des eaux usées traitées de la STEP de Sebka-. Mémoire de master. Université Cadi Ayyad- Merrakah : Eau et environnement, 65p.
- Buffle J, P. Deladoey. (1982) Analysis and characterization of natural organic matters in fresh waters.II: Comparison of the properties of waters of various origins and their annual trends. *Schweiz. Z. Hydrol*, 44 363-391.
- Cabaniss S.E., Zhou Q., Maurice P.A., Chin Y P., Aiken, G.R. (2000) A log normal distribution model for the molecular weight of aquatic fulvic acids, *Environ Sci. Technol*, 34,6, 1103-1109.
- Canellas, L.P., Zandonodi, D.B., Busato, J.G., Baldotto, M.A., Simoes, M.L., Martin-Neto, L., Faqonho, A.R., Spaccini, R., Piccolo, A, (2008) Bioactivity and chemical characteristics of humic acids from tropical soils sequence. *Soil Sci*, 173(9), 624-637.
- Cemagref. (2004) Facteurs expliquant la présence de matière organique dans les eaux superficielles en Bretagne : Analyse des données existantes. Rapport final.

- Chalon C., Leroy D., Thome J.P., Goffart A. (2006) Les micropolluants dans les eaux de surface en région wallonne : dossier scientifique réalisé dans le cadre d l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Aqua pole-ulg. Liège : 137p.
- Christman R. F., Ghassimi M. (1966) Chemical nature of organic color in water. Journal American Water Works Association, 58 (6) 723-741.
- Chung, T. L., Chen, J.S., Chiu, C.Y., Tian, G. (2012) ¹³C-NMR spectroscopy studies of humic substances in subtropical perhumid montane forest soil. Journal of forest research, 17, 458–467.
- Croué J.P. (1987) Contribution à l'étude de l'oxydation par le chlore et l'ozone d'acides fulviques naturels extraits d'eaux de surface, Thèse de Docteur d'Université. Poitiers, France.
- Duursma E.K., Dawson R. (1981) Marine organic chemistry. Elsevier oceanograph .Ser .No .31.Elsevier Sci.Publ.Co., Amsterdam, Oxford et New York. 521 p.
- Dignac, M. F., Urbain, V., Rybacki, D., Bruchet, A., Snidaro, D. Scribe,P. (1998) Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure. Water Science and Technology 38, 45-53.
- Filella, M. (2009) Freshwaters: which NOM matters. Environmental chemistry letters, 7, 21-35.
- Gérard G. (1999) « L'eau » Volume 1, éditions Quae, ISBN : 9782759211975.
- Genin, B., Chauvin, C et Menard, F. (2003) Cours d'eau et indices biologiques: Pollution, Méthodes, IBGN-. 2eme édition. Dijon : Educagri, 215p.
- Graindorge, J., Landot, E, (2007) « La qualité de l'eau potable, techniques et responsabilités » Territorial Editions, 2007. grains ». Thèse de doctorat, USTHB 1991.
- Gaini, L. (2011) Contrôle de la pollution de l'eau par méthode acoust _optique.Mémoire de magister. Université Farhat Abbas-Setif- : Optique appliquée,83p.
- Gruau G., Birgand F., Jarde E., Novince E. (2004) Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques, rapport DRASS et région Bretagne, France.
- Hama T. and Handa N. (1983) The seasonal variation of organic constituents in an eutrophic lake; Part II: dissolved organic matter. Arch. Hydrobiol. 98, 443-462.
- Khalfaoui, A.)2012) Etude Expérimentale de L'élimination de Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Matériaux Naturels : Application aux Peaux d'Orange et de Banane. Thèse de Doctorat. Université de Mentouride.

- Kogel- Knaber, (2002) The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem*, 34, 139-162.
- Lefebvre E. (1990) Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux : Effet de la préoxydation. Thèse Doctorat d'Université, Poitiers.
- Legube B. (1983) Contribution à l'étude de l'ozonation de composés aromatiques en solution aqueuse, Thèse de Doctorat ES-Sciences physiques, Université de Poitiers.
- Le Marchand D. (1981) Contribution à l'étude des possibilités de rétention de matières organiques en solution dans l'eau potable sur charbon actif. Thèse de Doctorat Ingénieur, Rennes.
- Malcolm R.L. (1985) The geochemistry of stream fluvic and humic substances. Rapport interne de U.S. Geological Survey.
- Malleval J., Schmiti E., Bruchet A. (1982) Composés organiques azotés dans les eaux : Inventaire et évolution dans différentes filières industrielles de production d'eau potable, Journées Informations Eaux, Tome 1, Poitiers.
- Meinck F, Stooff H, Kohlschutter H, Les eaux résiduaires industrielles, 2ème édition MASSON (1977).
- Melghit, M (2013) Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments eau et sédiment de l'oued Rhumel et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun-Mémoire de magister. Université Mentouri-Constantine- : Gestion des déchets, 141p.
- Olivier A. (2005) «Chimie et pollution des eaux souterraines », Tec et Doc Lavoisier.
- Petitjean, P., Henin, O., Gruau, G. (2004) Dosage du carbone organique dissous dans les eaux douces naturelles. Intéret, Principe, mise en œuvre et précautions opératoires, Cahier technique de Géosciences Rennes .N°3. Université de Rennes-France, 48p.
- Rav-Acha CH., Rebhun M. (1992) Binding of organic solutes to dissolved humic substances and its effects on adsorption and transport in the aquatic environment. *Wat. Res.*, 26, 12, 1645-1654.
- Rook J.J. (1974) Formation of haloforme during chlorination of natural waters, *J. Water. Treat-Exam*, 23, 234-243.
- Stevenson, F.J, (1982) Extraction, fraction and general chemical composition of soil organic matter. In Stevenson FJ, editor. *Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley and Sons, New York.

- Stevenson F.J. (1994) Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. 2nd Ed, John Wiley & Sons (Eds), New York.
- Tardat-Henry M, Beaudry J. (1984) Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile.
- INC, Québec.
- Thibaud H. (1987) Contribution à l'étude du mécanisme de formation de la chloropicrine au cours de traitements oxydants : Application aux eaux à potabiliser. Thèse de Doctorat. Université de Poitiers, N° 90, Poitiers.
- Thurman E.M., Malcolm R.L. (1983) Structural study of humic substances: New approaches and methods, In "Aquatic and terrestrial humic materials. Ed.by Christman R.F. and Gjessing E.T. Ann Arbor Science Publishers, chap, 1, 1-23.
- Thurman E.M. (1985), Developments in biogeochemistry: Organic geochemistry of natural waters, Ed. NIJHOFF, Dr. W. Junk Publishers, DORDRECHT.
- Xiaoli C ., Shimaoka T ., Qiang G., Youcai Z.(2008) Characterization of humic and fulvic acids extracted from landfill by elemental composition, ^{13}C CP/MAS NMR and TMAH-Py-GC/MS. Waste Manage., 28, 896-903.
- Zgheib S. (2009) Flux des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire-. Thèse de doctorat. Ecole nationale des ponts et chaussées : Sciences et techniques de l'environnement, 349p.
- Alinsafi A.M. Khemis, M.N., Pons, J.P. Leclerc, A., Yaacoubi, A., Benhammou et A. Nejmeddine. (2005) Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. Chem.Eng.Proc, 44, 461-470.
- Armirtharajah A., K.M.Mills (1982) Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation J. Am. Water Works Assos., 74,210-2016.
- Annane O. (2011) Amélioration de la technique de défluoruration par le nouveau procédé d'électrocoagulation bipolaire. Thèse de Magister en Chimie de l'Environnement Université de Tizi-Ouzou.pp33-54.
- Anon F. (1996) Electrocoagulation: removal of oil, heavy metals and organic compounds from oil-in-water emulsions. Filtr.Sep, 33(4), 295-303.
- Asselin M. (2007) Utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées industrielles chargées en matière organique. Mémoire de maîtrise, Université. Québec, Institut national de la recherche scientifique, Canada, 92p.

- Aoudjehane M., Rezzouk M., Kellil A., Guigui C. (2010) Etude comparative de l'électrocoagulation et de la coagulation floculation vis-à-vis de la modélisation d'une émulsion d'huile de coupe. *Revue des sciences de l'eau*, 23 (1), pp: 35-55.
- Behbahani M., Alavi Moghaddam M. R., Arami, M.A. (2010) Comparison Between Aluminum and Iron Electrodes on Removal of Phosphate from Aqueous Solutions by Electrocoagulation Process. *Int. J. Environ. Res.*, 5(2):403-412, Spring 2011 ISSN: 1735-6865.
- Bejankiwar R.S. (2002) Electrochemicals treatment of cigarette industry wastewater : feasibility study. *Water Res.*, 36, 4386-4390.
- Bennajah M. (2007) Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflottation en réacteur airlift, Thèse de Doctorat d'état, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Calvo L.S., Leclerc J.P., Tanguay G., Cames M.C., Paternotte G., Valentin G., Rostan A et Lapique F. (2003) An electrocoagulation unit for the purification of soluble oil wastes of high COD. *Environ. Prog.*, 22(1) 57-65.
- Cames M.C., Tanguay G., Leclerc J.P., Sanchez-Calvo L., Valentin G., Rostan A., Muller P., et Lapique P. (2001) Design rules of a pilot cell for treatment of concentrated liquid wastes by electrocoagulation-electroflotation. 6th World Congress of Chemical Engineering, Melbourne, Australie, pp.23-27.
- Canizares F., Martinez C., Jimenez C., Saez M.A., Rodrigo. (2008c)
- Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions, *Journal of Hazardous Materials*, 151, 44-51.
- Canizares C., Jiménez, F., Martínez M.A., Rodrigo C., Sáez. (2009) The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters, *Journal of Hazardous Materials*, 163, 158-164.
- Chen G. (2004) Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38, 11-41.
- Chen X., Chen G., et Yue P.L. (2000) Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 126, 858- 863.
- Daghrir R. (2010) «Développement d'un procédé hybride d'oxydation électrolytique et d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées non connectées à des infrastructures communautaires», Mémoire présentée pour l'obtention du grade de, maître des sciences université Québec.

- Daneshvar N., Oladegaragoze A. et Djafarzadeh N. (2006) Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. *Journal of Hazardous Materials*, B129, I 16-122.
- Degrémont (1972) *Mémento technique de l'eau Degrémont*, Paris, France.
- Donini J.C., Angel C.W., Hassen T.A., Kaperski K.L., Kan J., Kar K.L et Thind S.S.(1993) *Electrocoagulation. Emerging Separation Technologies For Metals and Fuels Processing Symposium*. V.I. Lakshmanan, R. G. Bautista, et P.Somasundaran (Editeurs), Palm Coast, Florida, USA, 13 au 18 mars 1993, pp.409-424.
- Drogui P., Blais J.F et Mercier G. (2007) Review of electrochemical Technologies for environmental applications. *Recent Pat. Eng.*, 257-272.
- Drogui P., Asselin M., Brar S.K., Benmoussa H et Blais J.F. (2008) Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. *Sep. Purif. Technol.*, 61, 301-310.
- Edeline F. (1996) *Léparation physico-chimique des eaux, théorie et technologie*. 3^{ème} Edition, Éditions CEBEDOC, Liège, France.
- Emamjomeh M.M., Sivakumar M. (2009) Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes *Journal of Environmental Management*, 90, 1663–1679.
- Exall K.N., Vanloon G.W. (2000) Using coagulants to remove organic matter. *J. Am. Water Works Assoc.*, 92, 93-102.
- GRESE (2012) *Utilisation de l'aluminium en potabilisation et traitement des eaux usées : Risques sur la santé, substitutions possibles par d'autres coagulants, retours d'expériences*. Université de Limoges, Groupement de Recherche Eau Sol Environnement.
- Guohua C. (2004) Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 2004, 38, pp 11-41.
- Holt P.K., Barton G.W., Wark M., Mitchell C.A. (2002) A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation, *Colloids and Surfaces A : Physicochemical Engineering Aspects* 211, 233-248.
- Ilhan F., Kurt U., Apaydin O et Gonullu M.T. (2008) Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *J. Hazard. Mater.*, 154, 381-389.
- Jolivet J.P. (1994) *De la solution à l'oxyde, Condensation des cations en solution aqueuse, Chimie des surfaces des oxydes*. Inter Edition, Paris France.

- Jotin R., Ibrahim S et Halimoon N. (2012) Electrocoagulation for removal of chemical oxygen demand in sanitary landfill leachate. *Int. J. Environ. Sci.*, 3, 921-930.
- Khandegar V et Saroha A.K. (2013) Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *J. Environ. Manage.* 128, 949-963.
- Kobya M., Can O.T., Bayramoglu M. (2003) Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 100, 163-178.
- Labanowski J., Pallier V., Feuillade-Cathalifaud G. (2010) Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate. *Journal Hazardous Materials*, 179, Issues 1-3., 166– 172.
- Li X., Song J., Guo J., Wang Z et Feng Q. (2011) Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environ. Sci.*, 10, 1159-1164.
- Mollah M.Y.A., Schennach R., Parga J.R et Cocke D.L. (2001) Electrocoagulation (EC)-science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84, 29-41.
- Moreno-Casillas H.A., Cocke D.L., Gomes J.A.G., Morkovsky P., Parga J.R., Peterson E. (2007b), Electrocoagulation mechanism for COD removal, *Separation and Purification Technology*, 56, 204-211.
- Moukorab M., Daouda A., Martin Pépin Aina, David Agounhome Elimination de la matière organique par le procédé d'électrocoagulation: comparaison à la coagulation chimique. *Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau, Université d'Abomey -Calavi (Bénin).* 2016.
- Muruganathan M., G. Bhaskar Raju, S. Prabhakar (2004a), Separation of pollutants from tannery effluents by electro flotation, *Separation and Purification Technology* 40, 69-75.
- Picard T., Cathalifaud-Feuillade G., Mazet M. et Vandenssteadam C. (2000) Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminium electrodes. *J. environ. Monit.*, 2, 77-80.
- Pouet M.F., Persin F et Rumeau M. (1991) Electrocoagulation-flotation as pretreatment in tangential microfiltration in water treatment. *Récents progress en génie des procédés* .N0.5.12, Edition Lavoisier, Paris, France. pp.195-200.
- Proux C. (2008) Thèse de maître des sciences, Université Laval, France (2008).

- Rajeshwar K. et Ibanez J. (1997) Environmental electrochemistry- Fundamentals and applications in pollution abatement . Academic Press, San Diego, CA, Etats-Unis, 776p.
- Rovel J.M. (1947) Epuration électrique des eaux résiduaires des industries agroalimentaires, Industries Alimentaires et Agricoles, 91, 1243-1248.
- Vik E.A., Carlson D.A., Eikum A.S et Gjessing E.T. (1984) Electrocoagulation of potable water. Water Resources, 18, 1355-1360.
- Zhu D., Clifford A., Chellam S. (2005), comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pre-treatment for enhanced virus removal using microfiltration, Water. Research 39,3098-3108.
- Zodi S. (2012) Étude de l'épuration d'effluents de composition complexe par électrocoagulation et des couplages intervenants entre le traitement électrochimique et l'étape de séparation : application à l'industrie textile et papetière, Thèse de Doctorat, Université de Lorraine.
- Yahiaoui k (2015) Incidence de la présence simultanée de la minéralisation et de la matière organique azotée sur la combinaison chloration /adsorption des substances humiques sur charbon actif. Application à des eaux de surface, Thèse de Doctorat, Université de Biskra.