

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed khider –Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie civil et d'Hydraulique
Référence :/2020



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري
المرجع/2020

Mémoire de Master

Filière : Hydraulique
Spécialité : Hydraulique urbaine
Thème

**Etude des propriétés de l'électrocoagulation d'un
acide organique**

Nom et Prénom de l'étudiant :
BELOUDAH Marwa

Encadreur : GUERGAZI Saadia
Co-encadreur : OUAKOUAK Abdelkader

Remerciement



Tout d'abord, je remercie Dieu pour la santé et le bien-être de m'avoir donné l'occasion et la volonté et le pouvoir d'établir et de terminer ce travail malgré les conditions difficiles que nous traversons en raison de la pandémie COVID-19.

Comme le disait notre noble messenger, "qui n'a pas remercié le peuple n'a pas remercié Dieu" et je considère cette page comme l'une des pages les plus difficiles après la création du mémoire car je ne trouve pas les mots qui me permet d'exprimer du droit de tous ceux qui je citerai.

Ensuite, je souhaite congratuler les personnes qui je considère comme les deux grands gons dont je tire la force et la motivation a fin de réussir et d'arrivée à donner tout ce qui est nouveau et unique, donc j'adresse ma gratitude à Pr : Saadia Guergazi, et Dr : Ebedelkader 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

*Je remercie également L'enseignant fouzi Abdessemed pour ses encouragements et son soutien..... **Merci à tous***

Dédicace



A la lumière de mes succès, la source de mes efforts, qu'elle sera toujours ma merveille quand je ne suis pas à la hauteur Maman

Si je félicite une personne qui a été tout le temps à mes cotes sa sera..... Mon grand-père

J'ai pris comme c'était dû aujourd'hui je réalisé l'ampleur de ton cadeau, ma reconnaissance mon respect l'infini sans toi je n'en serais pas où j'en suis aujourd'hui

A ma deuxième mère, qui a été mon jus de courage, et elle a toujours confiance en moi que un jour j'arriverai au sommet de mes rêves Ma grand-mère

A l'équipe de l'encouragement et la flamme de compassion Mes deux frères

A mes tantes et mes oncles et tout ma famille

A mes fleurs amies surtout..... Sara

A tous ceux que j'aime.

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. 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. L'efficacité d'élimination de la turbidité donne un bon résultat après la décantation qui a été atteinte à un courant de 0,20 A, une distance interélectrode de 2 cm, et une concentration de 1 g/L de l'acide humique et un pH 7,3 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 harmful effects on the health of citizens. The aim of this work is to study the possibility of depollution of water highly charged with organic acid by the electrocoagulation (EC) technique. We were interested in the elimination of humic acid by using two aluminium electrodes under a direct current. The removal efficiency of turbidity gives a good result after settling which has been achieved at a current of 0.20 A, an interelectrode distance of 2 cm, and a concentration of 1 g/L of humic acid and a pH 7.3 and an asbestos temperature (20 to 25°C).

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

ملخص

إن وجود مواد عضوية في المياه الطبيعية يمكن أن يؤدي إلى تدهور جودتها بل وقد يكون له آثار ضارة على صحة المواطنين. يهدف هذا العمل إلى دراسة إمكانية إزالة تلوث المياه التي تشحنه نسبة عالية من حمض عضوي من كنا مهتمين بإزالة حمض الهمتيك باستخدام إلكترودين من الألومنيوم تحت تيار (EC). خلال تقنية التخر الكهربي مباشر. وتؤدي كفاءة إزالة العكّر إلى نتيجة جيدة بعد الاستقرار، وقد تحقق ذلك في تيار يبلغ 0.20 ألف، ومسافة بين إلكترودات يبلغ 2 سم، وتركيز 1 غرام/لتر من حمض الهوميك، ودرجة حموضة تبلغ 7.3 درجة ودرجة حرارة الأسبستوس (20 إلى 25 درجة مئوية)

الكلمات المفتاحية: حمض هيوميك (الدالي)، التخر الكهربي، إلكترودات من الألومنيوم، تيار، العكارة، الترسيب.

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

NaCl : Le chlorure de sodium

pH : Le potentiel d'hydrogène

Liste des tableaux
Liste des figures
Résumé
Introduction générale 01

Partie 1 : Partie bibliographie

Chapitre I : La matière organique dans les eaux de surface

I.1 Introduction..... 06
I.2. Eaux de Surface 06
I.3. Pollution des eaux de surface..... 07
I.3.1. Sources de la pollution 08
I.3.2. Pollution des eaux de surface par la matière organique 10
I.4. Origine des matières organique dans les eaux de surface..... 11
I.5. Forme des matières organiques dans les eaux de surfaces 13
I.6. Catégories de la matière organique naturelle..... 14
I.6.1. Matière organique de type humique (Substances humiques) 14
I.6.1.1. Différentes fractions des substances humiques..... 16
a) humus 17
b) acide humique..... 17
c) acide fulvique..... 19
I.6.2. Matière organique de type non humique (Substances non humiques)... 22
I.7. Problèmes causés par la matière organique dans l'eau23
I.8. Présence de la matière organique dans les eaux de surface Algériennes 24
.11. Conclusion..... 26

Chapitre II : Traitement des eaux par Électrocoagulation

II.1 Introduction	28
II.2. Définition de procédé de l'électrocoagulation	28
II.3. Origine et évolution	28
II.4. Principe du procédé	32
II.4.1. Théorie de l'électrocoagulation.....	33
II.5. La différence entre l'EC et la coagulation-floculation chimique	34
II.6. Les matériaux utilisés pour les électrodes.....	35
II.7. Différents modes de connexion	37
II.8. Les réactions aux électrodes.....	42
II.9. Principales lois d'électrolyse.....	46
II.10. Les principaux facteurs influençant le processus d'Ec	49
II.10.1. Intensité de courant	49
II.10.2. Effet de pH.....	50
II.10.3. Effet de la conductivité de la solution	52
II.10.4. Influence de l'écart entre les électrodes.....	53
II.10.5. Autres facteurs influençant l'électrocoagulation.....	54
II.11. Avantages et inconvénients du procédé d'Ec.....	55

Partie II : partie expérimentale

Chapitre III : Matériel et Mode opératoire

III.1. Introduction.....	60
III.2. Produits et matériels	60
III.2.1. Produits et réactifs	60

III.3.	Matériels	61
III.3.1.	Electrodes utilisées	61
III.3.2.	La cellule d'électrocoagulation	62
III.4.	Mode opératoire.....	65
III.4.1.	Préparation des solutions	65
III.4.2.	Mise en œuvre expérimentale.....	65

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV .1	Introduction.....	67
IV.2.	Qualité de l'eau utilisée	67
IV.3.	Conditions optimales de traitement	67
IV.4.	Conclusion	69

Conclusion générale	71
----------------------------------	-----------

Référence bibliographie	72
--------------------------------------	-----------

N ^o de la figure	Titre	Page
CHAPITRE I : LA MATIERE ORGANIQUE DANS LES EAUX DE SURFACE		
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)	14
Figure (I.4)	Modèle d'un acide humique (Stevenson, 1982)	18
Figure (I.5)	Modèle d'acides humiques d'après Schulten & Leinweber (2000)	19
Figure (I.6)	Modèle d'un acide fulvique (Stevenson, 1982)	20
Figure (I.7)	comparaison entre les acides humiques et les acides fulvique (d'après Trevisan,2010)	20
CHAPITRE II : TRAITEMENT DES EAUX PAR ELECTROCOAGULATION		
Figure(II.1)	Schéma de principe de l'électrocoagulation (Holt et al, 2002)	33
Figure(II.2)	Les différents modes de connexions électriques pour une cellule d'électrocoagulation et les circuits électriques associés (Pouet, 1994)	38
Figure (II.4)	Connexion en série d'électrodes monopolaires	39
Figure(II.5)	Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires	39
Figure (II.7)	Connexion des électrodes bipolaire	40
Figure (II.8)	Diagramme de prédominance des espèces aluminium en fonction du pH. (Hosni,1996)	53
CHAPITRE III : Matériel et Mode opératoire		
Figure (III.1)	Electrodes utilisée lors de travail.	62
Figure (III.2)	Dispositif experimental	63
Figure (III.3)	Schéma de dispositif expérimental	63
Figure (III.4)	Dimensionnement du dispositif expérimental.	64
Chapitre IV : Résultats et discussions		
Figure (IV.1)	Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (durée du premier prélèvement est de 15 min).	68

N° du Tableau	Titre	Page
CHAPITRE I : La matière organique dans les eaux de surface		
Tableau (I.1)	Caractéristiques des eaux de surface	07
Tableau (I.2)	Composition élémentaire des acides humiques et fulviques (Steelink, 1983)	21
Tableau (I.3)	Charge organique de quelques eaux de surface à travers l'Algérie (A.N.R.A.H, 2005). (Harrat, 2013)	25
CHAPITRE II : Traitement des eaux par Electrocoagulation		
Tableau (II.1)	Exemples d'applications du procédé d'électrocoagulation	31
Tableau (II.2)	Matériaux des électrodes utilisées en électrocoagulation	36
Tableau (II.3)	Des exemples pour des électrodes utilisées avec son composition et rendement aux types de polluants	37
Tableau (II.4)	Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions (Merzouk, 2009).	41
CHAPITRE III : Matériel et Mode opératoire		
Tableau (III.1)	Le produit utilisé dans l'étude	60
Tableau (III.2)	Matériels utilisés lors des essais expérimentaux.	61
CHAPITRE IV : Résultats et discussions		
Tableau (IV.1)	Les caractéristiques de l'eau Texxana	67

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 constitué par une matrice assez complexe de composé organique et minéraux.

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

- 1) 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 consacré également à représenter des formes et catégories de la matière organique naturelle et abordée les deux fractions des substances humiques. Ainsi que ce 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.
- 2) 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 présente les perspectives.

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

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 (**Dégerment, 2005**). 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 Industrialisés
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.3. 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.3.1. 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 épanchés 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.3.2. 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 $\mu\text{g/L}$, 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.

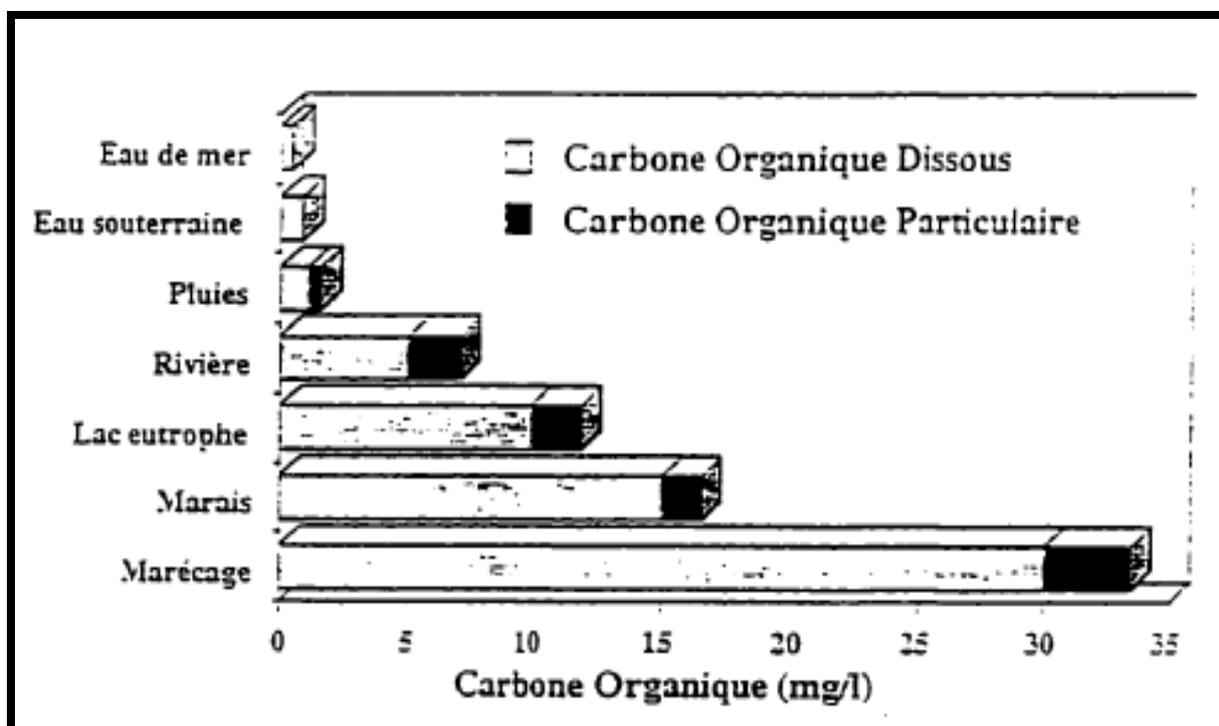


Figure (I.1) : Concentration approximatives en carbone organique dissous et particulaire des eaux naturelles (Thurman, 1985).

I.4. 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**). La matière organique est également émise par dégradation des organismes animaux ou végétaux, que ce soit dans les milieux aquatiques ou terrestres. La matière organique fraîchement produite par la matière vivante (phytoplancton, bactéries, micro-organismes...) est généralement appelée matière organique récente en opposition à la matière organique plus humifiée (ancienne) issue de multiples étapes de dégradation de cette matière organique.

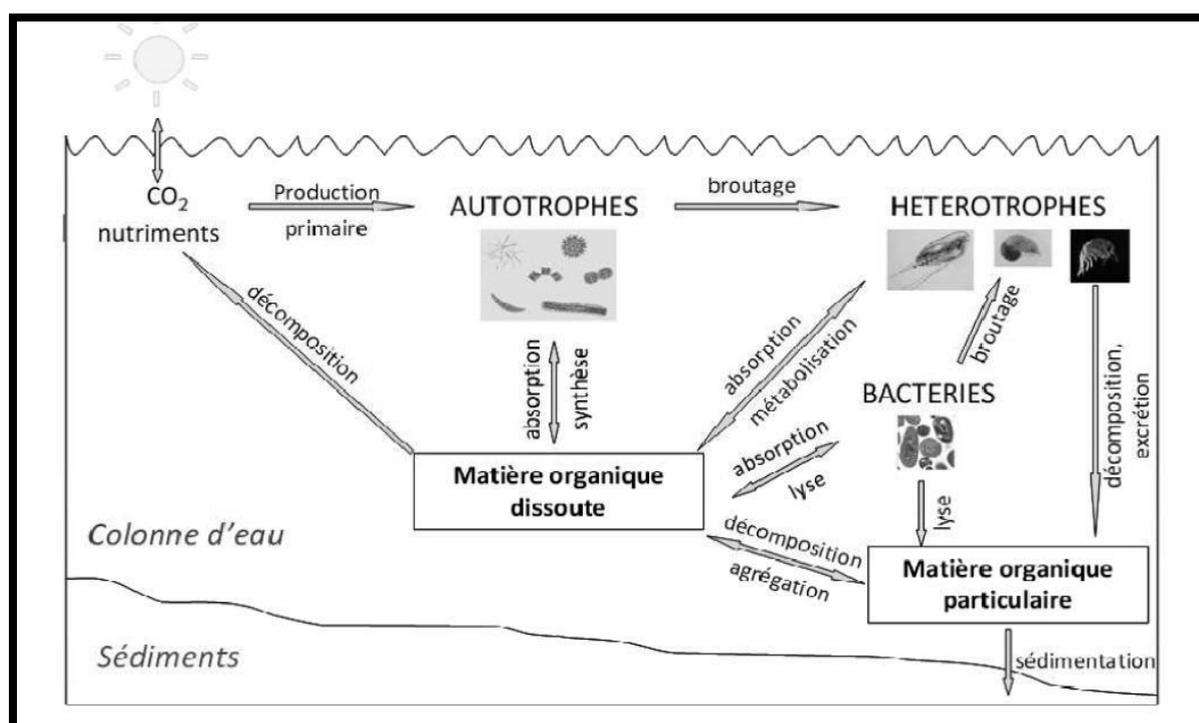


Figure (I.2) : Schéma du cycle de la matière organique et des transferts de carbone (Harvey, 2006)

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.5. 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 03). 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).

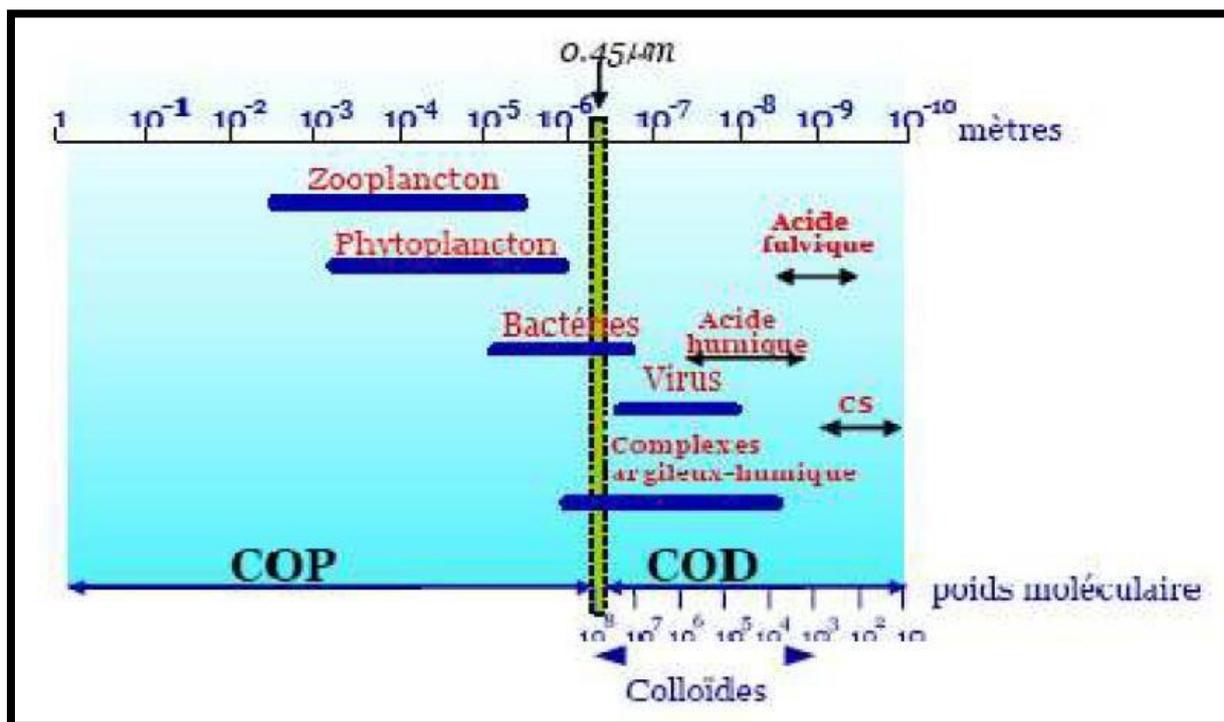


Figure (I.3) : Granulométrie des principaux constituants de la matière organique contenue dans les eaux naturelles. Le terme CS se rapporte aux composés simples comme les carbohydrates, les glucides et les lipides (Petitjean et al., 2004).

Cette dernière recoupe l'ensemble des composés organiques dont la taille est supérieure aux seuils de coupure standard à $0,45 \mu\text{m}$ ou $0,22 \mu\text{m}$ (figure 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 $0,45 \mu\text{m}$ ou $0,22 \mu\text{m}$ suivant les auteurs).

I.6. Catégories de la matière organique naturelle

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

I.6.1. Matière organique de type humique (Substances humiques)

a. 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 étudiées 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.6.1.1. 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 ($\text{pH} < 2$) fraction précipite à ($\text{pH} = 1$) 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.

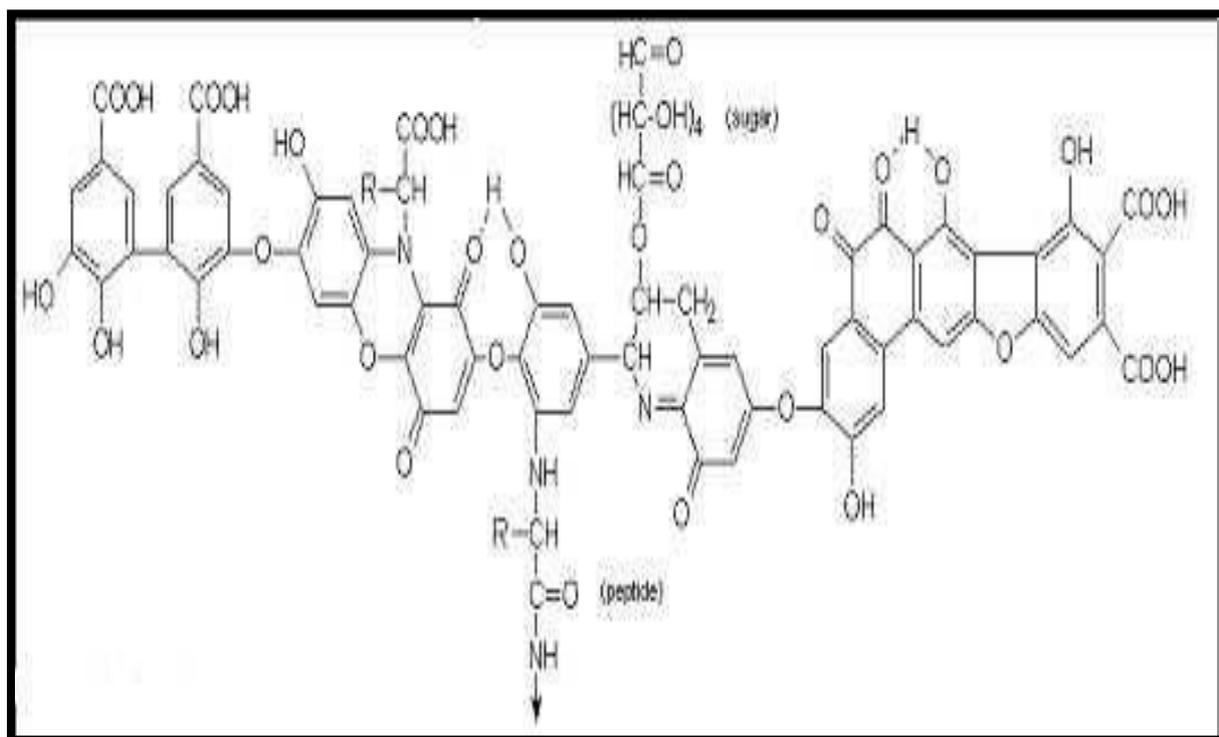


Figure (I.4) : Modèle d'un acide humique (Stevenson, 1982).

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 II-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.

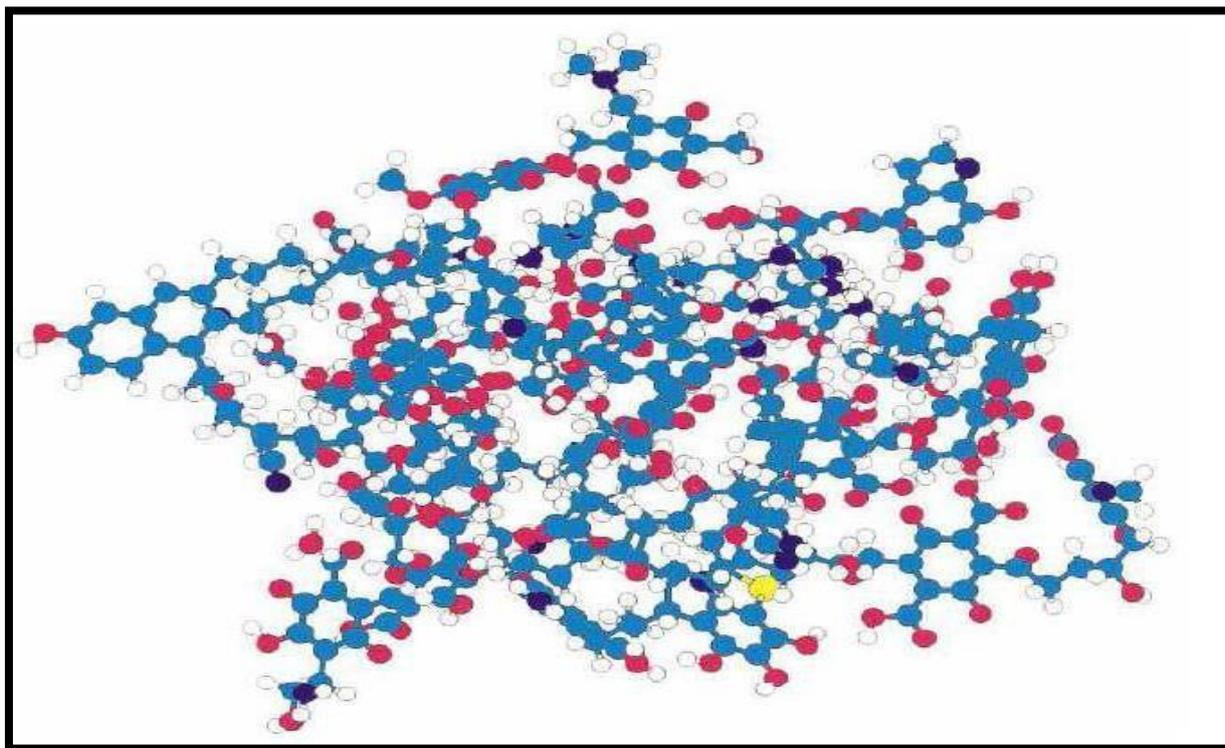


Figure (I.5) : Modèle d'acides humiques d'après Schulten & Leinweber (2000).

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-3 présente un modèle structural d'un acide fulvique (**Stevenson, 1982 ; Thurman, 1985 ; Croué, 1987**). La figure I-6 présenter un model structural d'un acide fulvique.

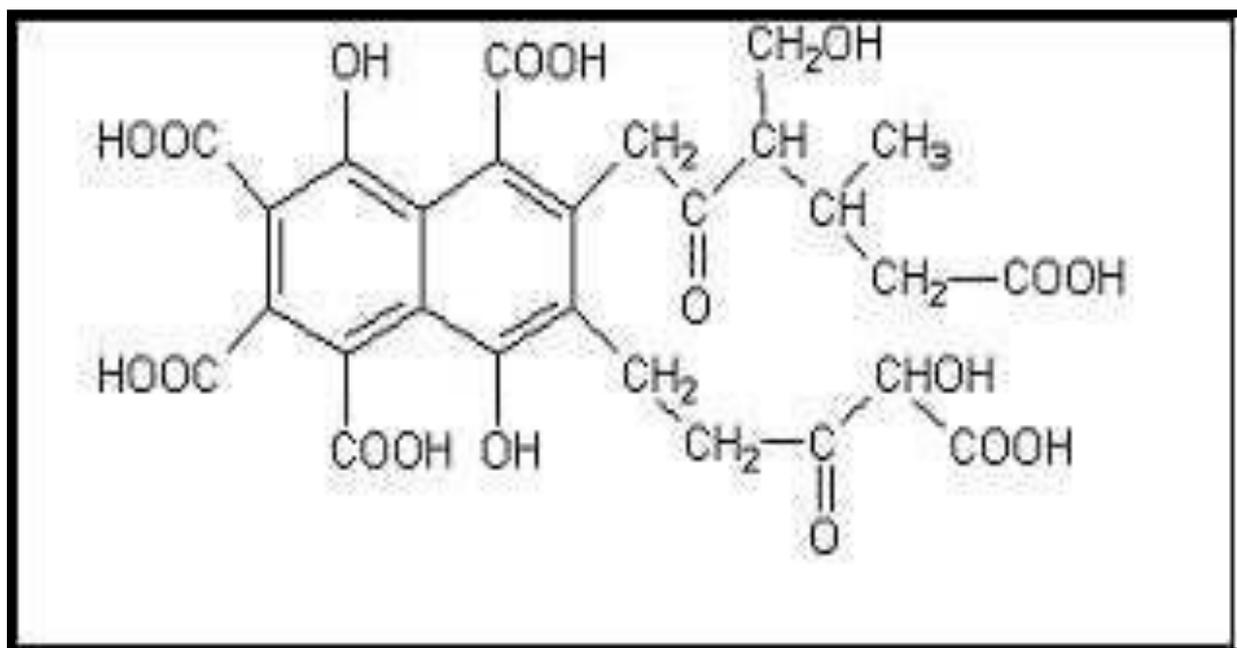


Figure (I.6) : Modèle d'un acide fulvique (Stevenson, 1982).

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

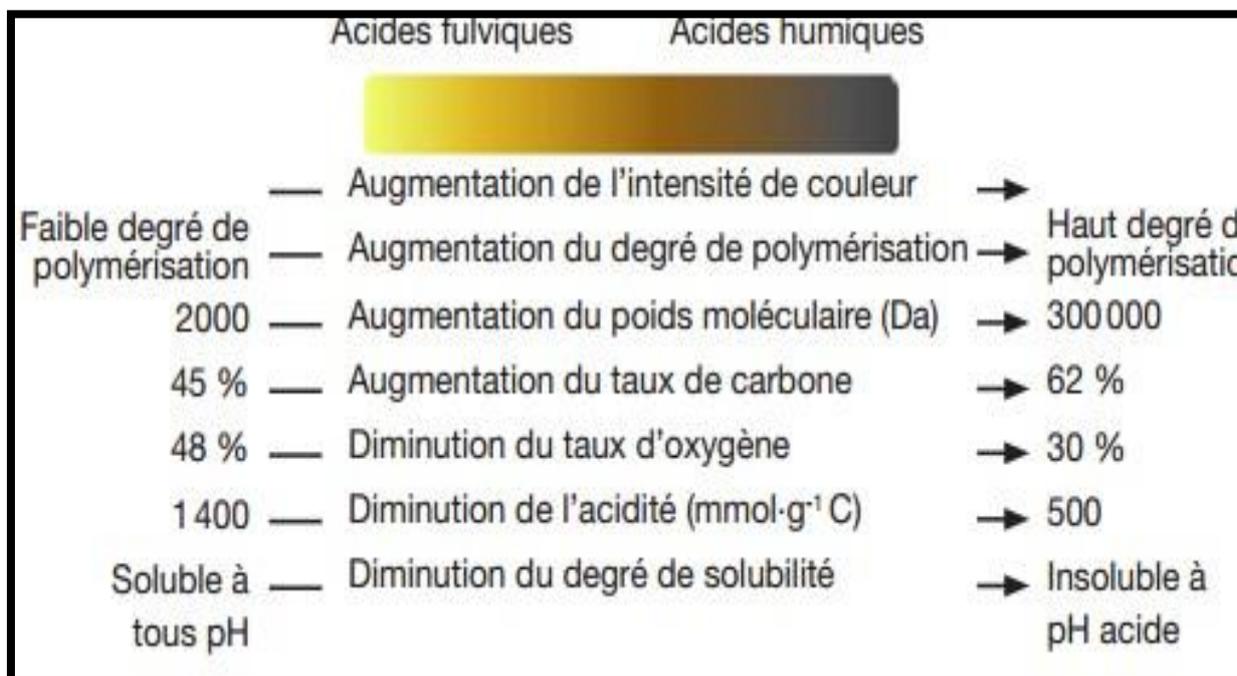


Figure (I.7) : comparaison entre les acides humiques et les acides fulvique (d'après Trevisan,2010).

- 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 alors la différence des pourcentages sera présenté 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.6.2. 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.

d. 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 biodéchets 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.

e. 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**).

f. Les tanins

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.7. 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 du traitement on trouve une consommation importante du chlore lors de la désinfection.
- ❖ L'aspect le plus préoccupant aujourd'hui résulte dans la formation de trihalométhanes (T.H.M.) ou d'acides haloacétiques (A.H.A.) aux propriétés foetotoxiques et cancérigènes 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.8. 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
O U E S 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
	Boughrara	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	

C E N T R E	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

E S T	Ain Zada	4,3	43	14,1
	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.9. 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 le soin de souligner les caractéristiques de ce procédé.

CHAPITRE II:

Traitement des eaux par Electrocoagulation

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 et la 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 technologies développées 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. Origine et évolution

L'électrocoagulation (EC) est une technique de traitement développée avant le 20^{ème} siècle. Donc on trouve le premier document rapportant l'utilisation de ce procédé pour le traitement des

effluents est un brevet américain déposé en 1880 par Webster (**Picard, 2000**) qui utilisait des électrodes en fer. La même année, une station d'épuration fut construite sur la base de ce brevet, à Salford (Grande- Bretagne) pour traiter les eaux polluées urbaines. Un pilote a été construit à Londres en 1889 pour traiter de l'eau de mer par électrolyse. Une demande de licence a été déposée par A.E. Dietrich en 1906 pour le traitement des eaux usées de manufactures. En 1909, Harries dépose un nouveau brevet sur ce procédé : les anodes étaient alors constituées par des plaques de fer et d'aluminium. En 1912, deux autres stations de traitements des eaux usées furent construites sur ce principe, aux Etats-Unis. En 1912, aux Etats-Unis, deux autres stations de traitement des eaux usées furent construites sur ce principe. Cependant, leur fonctionnement fut arrêté, quelques années plus tard (1930), en raison du coût qui était deux fois plus élevé que celui d'un traitement biologique (**Bennajah, 2007**). En 1940, Matteson et al, Moreno et al (2007) décrivait un « coagulateur électronique » qui consistait à faire dissoudre une anode en aluminium pour ensuite former avec les hydroxydes produits à la cathode, des hydroxydes d'aluminium qui flocculent et coagulent en entraînant les matières en suspensions et purifient l'eau. Au cours des années 1946 et 1947, Stuart étudie plus précisément le procédé avec un réacteur équipé d'électrodes en aluminium. Comparant le procédé de coagulation physico-chimique et le procédé Electrochimique, il observe que le phénomène de coagulation semble plus rapide avec la méthode électrochimique. Et en 1947 Bollina se base sur les résultats de Stuart et réalise une comparaison économique des deux procédés. Il estime que pour les installations de petites tailles, l'électrocoagulation peut s'avérer plus compétitive que les procédés classiques. Les recherches se sont poursuivies sur les effluents de caractéristiques très différentes :

Holden (1956) s'intéresse à la possibilité de traiter les eaux de surface pour la production d'eau potable alors que Sadek (1970) propose un traitement des eaux usées en éliminant les phosphates par EC. Back et coll. (1974) emploient le procédé pour le traitement des effluents issus des industries agro-alimentaires. En 1975, Strokachen URSS, évoque divers « électro coagulateurs », permettant le traitement et le recyclage des eaux usées pour une éventuelle réutilisation en agriculture. En 1980, de nombreux travaux ont été présentés par des chercheurs russes sur l'électrocoagulation comme moyen de traitement efficace des eaux usées. Enfin, en 1984, Vik réalise un travail conséquent démontrant la possibilité de produire de l'eau potable par le procédé d'électrocoagulation à partir des eaux naturelles norvégiennes fortement chargées.

En dépit de ces nombreuses recherches, le procédé d'EC a marqué un net recul en raison de l'évolution des autres procédés de traitement des eaux qui sont apparues plus simples et moins

coûteuses. Ainsi l'électrocoagulation s'est finalement peu développée jusqu'au début des années 90, c'est à dire l'électrocoagulation a commencé à regagner de l'importance à la fin du XXe siècle avec les progrès des procédés électrochimiques et la réglementation sur les rejets de plus en plus stricte (**Khemis, 2005**). Alors l'électrocoagulation connu un regain d'intérêt les efforts récents concernant le développement des procédés propres de traitement des eaux, Ce nouvel essor de l'électrocoagulation est dû en partie aux coûts d'investissement et d'exploitation relativement moins élevés que pour les autres procédés (**Yilmaz et al., 2007**). Et de traitement compétitif, et une large efficacité d'élimination des polluants. Et comme les industries de traitement de surface ont été les premières à instaurer des procédés d'électrocoagulation, en France, dans les années 90. Ce dernier il est toujours en développement et entrain d'amélioration l'EC montre une bonne efficacité pour éliminer les différentes formes de pollution, répertoriées par les indicateurs tels que, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO5), le carbone organique total (COT), les matières en suspensions (MES), le taux de solides dissous (TDS), le taux alcalimétrique complet (TAC), les métaux lourds et la coloration liée à l'absorbance de l'effluent (ABS, des minéraux, des colorants organiques, des huiles et graisses, beaucoup d'autres effluents industriels variés ont été épurés avec succès (**Moreno et al., 2007**), et nous prenons en considération que son utilisation s'est accrue et bon nombre d'industriels utilisent maintenant l'électrocoagulation pour le traitement de leurs effluents, quelques applications pour la technologie d'EC sera présenter dans le tableau II-1.

Tableau (II.1) : Exemples d'applications du procédé d'électrocoagulation.

Effluents traités	Efficacité	Référence
Eaux riches en substances humiques.	Decoloration de l'ordre de 95%.	Vik et al (1984).
Eaux résiduaires urbaines.	Abattement de la turbidité de 89%, et de MES 60%.	Pouct et al (1992).
Suspension de kaolite et doetonite.	Abattement de la turbidité entre 20 et 60%.	Szynkarezuk et al (1994).
Huiles minérales	Abattement de DCO $\geq 80\%$.	Tanguy et al (2001).
Lixiviat	Abattement de DCO $\geq 80\%$.	Tanguy et al (2001).
Eaux encrées	Decoloration de l'ordre de 40%.	Tanguy et al (2001).
Bain photographique	Abattement de la DCO $\geq 80\%$ et coloration 30%.	Tanguy et al (2001).
Eaux phénolées	Abattement de DCO et COT $\geq 30\%$	Tanguy et al (2001).
Effluents Cosmétiques	Abattement de DCO $\geq 40\%$.	Tanguy et al (2001).
Effluents Pharmaceutiques	Abattement de DCO, COT, MES $\geq 80\%$.	Tanguy et al (2001).
Eaux colorées et eaux de rivière.	Efficacite de l'ordre de 90% pour la décoloration.	Jiang et al (2002).
Effluent réel réactif de bain.	Décoloration de 20 à 100% et un DCO $> 75\%$.	Arslan-Alaton et al (2008)
Traitement de solution contenant des ions inidium (III)	Rendement d'élimination 78%	Chou et al (2009).

II.4. Principe du procédé

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 un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} ou Al^{3+}). Les différentes espèces qui en sont issues, 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.

La figure II-1 présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium.

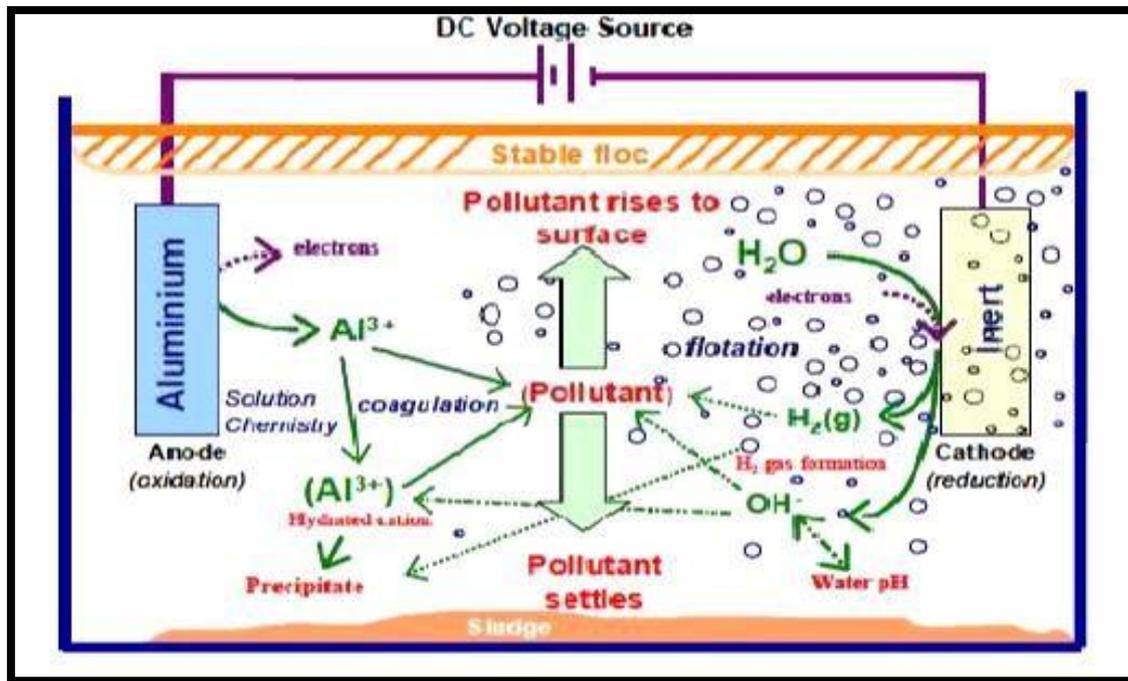


Figure (II.1) : Schéma de principe de l'électrocoagulation (Holt et al., 2002).

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. Théorie de l'électrocoagulation

L'électrocoagulation est considérée comme un procédé complexe avec multitude de mécanismes synergiques concourant au traitement de la pollution (Zongo, 2009). Ceci implique plusieurs phénomènes physiques et chimiques qui utilisent des électrodes consommables (sacrificielles) pour fournir des ions dans l'effluent d'eau, donc (Mollah et al., 2001) résumant la théorie de ce processus comme suite :

a) La formation des coagulants par l'oxydation électrolytique de métaux sacrificiels,

b) La déstabilisation des contaminants, des polluants, des matières en suspension et la cassure des émulsions,

c) L'agrégation des phases déstabilisées pour former les floccs.

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

- Compression de la couche (présence forte de la double couche) diffuse autour des espèces chargées obtenus par les interactions avec les ions générés par l'oxydation de l'anode sacrificielle.
- Neutralisation de la charge des espèces ioniques présentes dans le rejet aqueux.
- Formation de floc (résultat de l'agglomération des particules et des colloïdes autour des espèces coagulées): le floc formé crée des boues qui piègent et relient les particules colloïdales restant dans le milieu aqueux (**Lemlikchi, 2012**).

Le procédé d'électrocoagulation peut être utilisé seul ou en série avec d'autres procédés dans une chaîne de traitement des eaux (**Zongo, 2009**).

II.5. 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.6. 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-2 quelques couples d'anode/cathode qui sont utilisés en électrocoagulation et le tableau II-3 présent différentes électrodes utilisés avec son composition et rendements aux types de polluants.

Tableau (II.2) : Matériaux des électrodes utilisées en électrocoagulation.

Electrodes utilisées	Références
Anode en plomb et cathode en acier inox	Vik et al. (1984)
Titane /Platine et Ti/Pt/Ir	Garrote et al. (1995)
Al et Mn	EDF GDF Services et partenaires (1995)
Fe/Fe	Ibanez et al. (1995), Ögütveren et Koparal (1997), Ibanez et al. (1998), Hansen et al. (2006), Lai et al. (2006), Mrozowski et al. (1983), Golder et al. (2005), Wilcock et al. (1996), Christoskova et al. (1988), Do et Chen (1994), Zaroual et al. (2006), Golder et Samanta (2006), Meneses et al. (2005), Ün et al. (2006), Daneshvaret al. (2006).
Fe/Al ou Al/Fe	Gao et al. (2005), Mollah et al. (2004), Holger (1995), Damien et al.(1992), Mrozowski et Zielinski (1983), Kobya et al. (2006), Can et al. (2006).
Ti/acier	Jordao et al. (1997).
Al/Al	Murell, Wilfried Anthony (1987), Donini et al. (1994), Groterud et Smoczynski (1992), Biotys (1995), Lu et al. (1999), Rubach et Saur (Octobre 1997), Michel (1996), Khemis et al. (2006), Kobya et al. (2006), Ögütveren et Koparal (1997), Lai et Lin (2006), Mrozowskiet Zielinski (1983), Do et Chen (1994).
Al/Cu et Fe/Cu	Tsai et al. (1997).
Al/Sn	Kliskic et al. (1998).
Zn/Ni	Roev et Gudin (1996).

Tableau (II.3) : des exemples pour des électrodes utilisées avec son composition et rendement aux types de polluants

Electrodes utilisées	Composition	Types de polluants	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.7. Différents modes de connexion

Afin d'améliorer les performances de l'EC à deux électrodes, il est nécessaire d'utiliser d'autres modes de connexions pour cela il existe trois types de connexions électriques entre les électrodes. Les cellules électrochimiques peuvent être montées en série ou en parallèle seules ou associées à d'autres types de procédés tels que les méthodes biologiques, les filtres presses, des décanteurs ou d'autres méthodes physiques de traitement. On distingue généralement trois modes de connexion électriques : le mode mono polaire en série et le mode mono polaire en parallèle, mode bipolaire en série (Pouet, 1994).

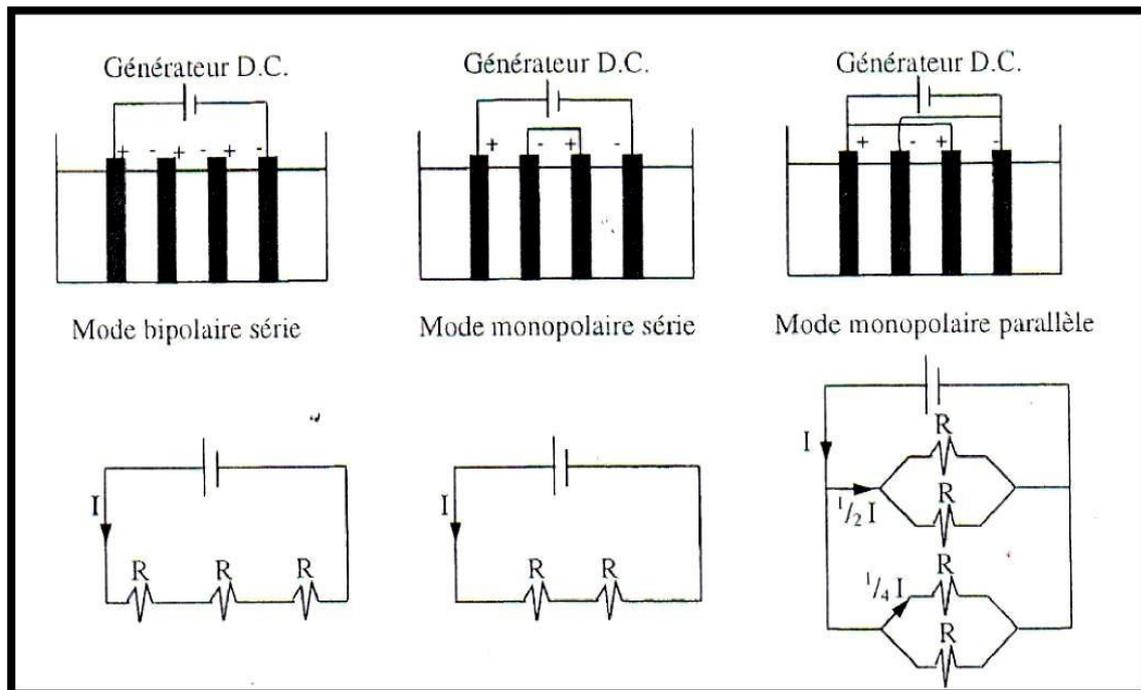


Figure (II.2) : Les différents modes de connexions électriques pour une cellule d'électrocoagulation et les circuits électriques associés (Pouet 1994).

Donc on explique ces trois types avec :

a) Connexion monopolaire en série

Comme le montre la figure (II.3), chaque paire d'électrodes sacrificielles est interconnectée l'une avec l'autre, et n'a donc pas d'interconnexions avec les électrodes externes. Cette disposition de cellules EC avec des électrodes monopolaires en série est similaire du point de vue électrique à une simple cellule avec plusieurs électrodes et des interconnexions. Dans un montage en série, une même intensité de courant traverse toutes les électrodes, la tension (différence de potentiel) nécessaire sera plus importante, puisque les résistances s'additionnent. Il faudrait un générateur permettant d'imposer des intensités relativement faibles et des tensions plus élevées (Lemlikchi, 2012).

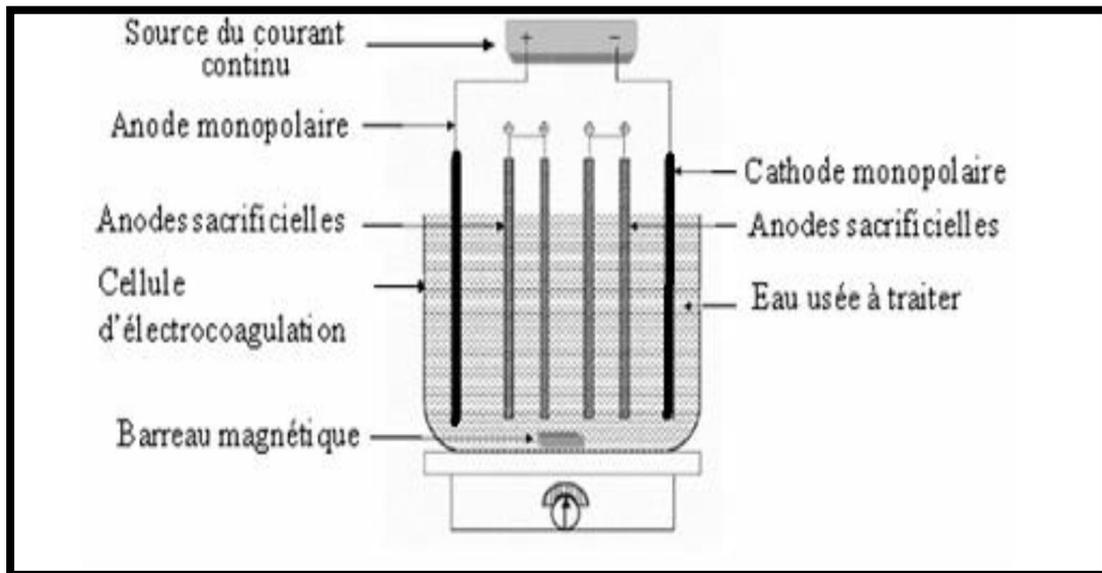


Figure (II.3) : Connexion en série d'électrodes monopolaires.

b) Connexion monopolaire en parallèle

C'est la connexion la plus simple et la plus utilisée. Comme la figure (II.5) montre un dispositif simple de cellule d'EC avec une paire d'anodes et une paire de cathodes disposées en parallèle.

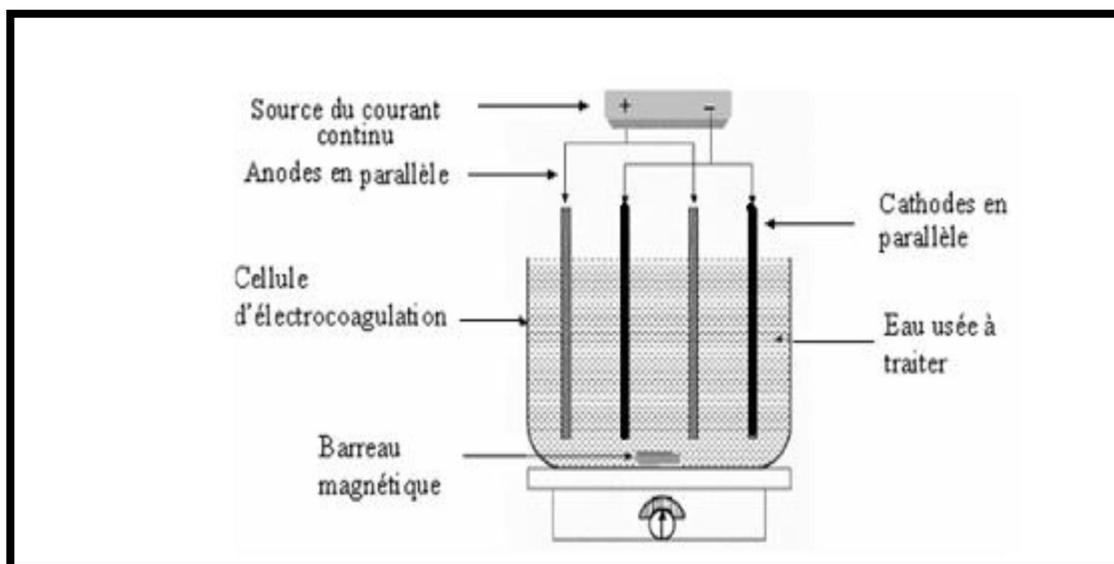


Figure (II.4) : Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires.

Cette cellule EC consiste essentiellement en paires de plaques de métal conducteur placées entre deux électrodes parallèles et une source de courant continu. Les plaques métalliques conductrices

sont appelées communément « électrodes sacrificielles ». L'anode sacrificielle abaisse le potentiel de dissolution de l'anode et minimise la passivation de la cathode ; les électrodes sacrificielles peuvent être constituées des mêmes matériaux que l'anode ou de matières différentes avec une autre expression.

Dans la configuration monopolaire, on a une succession d'anodes et de cathodes reliées respectivement aux bornes positive et négative du générateur. De ce fait, chaque électrode reçoit la même valeur de la tension et une fraction de l'intensité totale.

c) Connexion bipolaire

Seules les deux électrodes monopolaires sont connectées à la source de courant sans aucune interconnexion entre les électrodes sacrificielles. Les différentes électrodes sont placées comme l'indique la figure (II.6).

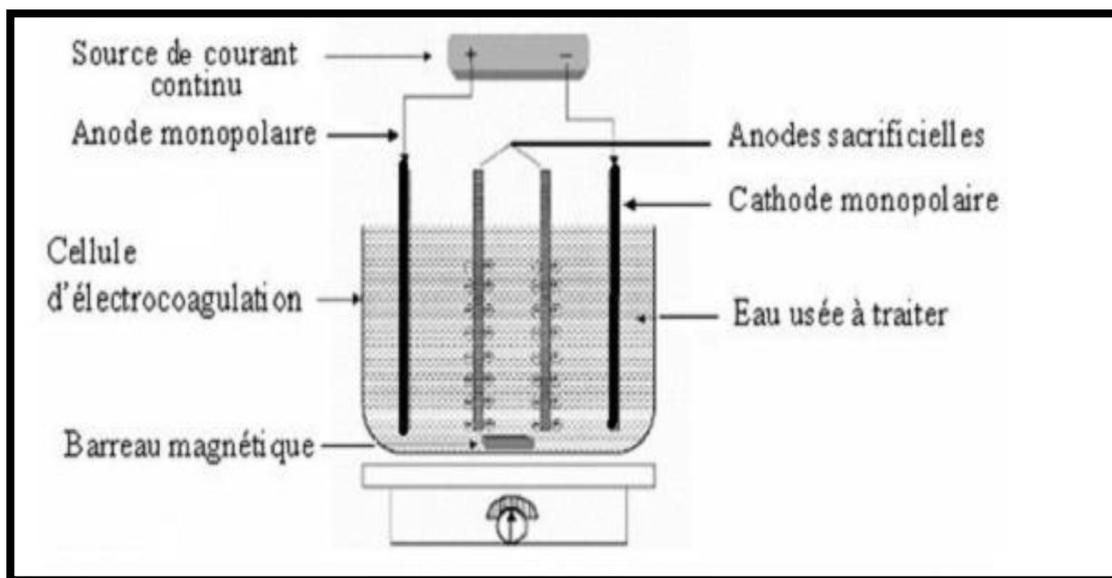


Figure (II.5) : Connexion des électrodes bipolaire.

Cet arrangement permet une installation plus simple, qui facilite la maintenance lors de l'utilisation. Quand le courant électrique traverse les deux électrodes monopolaires, les faces non chargées des plaques conductrices seront transformées en faces chargées, qui auront alors une charge opposée par rapport au côté parallèle qui lui est adjacent ; les électrodes sacrificielles sont alors dites électrodes bipolaires (Lemlikchi ,2012).

Les deux configurations sont utilisées en traitement des eaux, cependant la configuration bipolaire est souvent préférée à cause de la simplicité des connexions et des faibles dissipations énergétiques dans le circuit externe (Drogui et al., 2007).

On peut citer aussi que la différence entre les trois modes se trouve dans la connexion entre les électrodes qui entraîne une différence des expressions des tensions et des intensités de courant dans les cellules.

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

Le tableau (II.4), nous donne les différentes valeurs des tensions (U) et des intensités (I) pour les trois modes, avec n est le nombre de cellules.

Tableau (II.4) : Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions (Merzouk, 2009).

Mode de connexions	Intensité par cellule	Tension par cellule
Monopolaire série	I	$U/2 n$
Monopolaire parallèle	$I/n-1$	U
Bipolaire	I	$U/n-1$

Il est également important de noter que le nombre d'électrodes utilisées dans la configuration est très variable. Certains auteurs utilisent seulement une paire d'électrodes (**El-Masry et al., 2004; Kumar et al., 2004; phutdhawong et al., 2000**), tandis que d'autres utilisent jusqu'à huit électrodes (**Beauchesne et al., 2005; Meunier et al., 2004**). En fait tout dépendant du nombre d'électrodes utilisées et la configuration choisie dépend seulement de la façon dont elles sont branchées au générateur de courant. Ainsi que le choix de l'une ou l'autre des configurations doit être fait en fonction de l'eau à traiter, de ses caractéristiques propres et du nombre d'électrodes disponibles (**Asselin, 2007**).

II.8. 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 au pH .

2) A la cathode :

❖ La réduction de l'eau :

Les réactions pouvant avoir lieu dépendent du pH de la solution à traiter. A 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 :



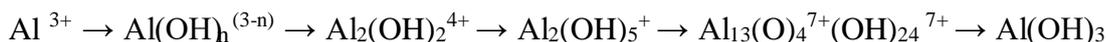
Les cations métalliques forment des complexes avec les ions hydroxydes. L'espèce majoritaire dépend du pH du milieu.

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

- ✚ Les mono complexes : Al(OH)^{2+} , Al(OH)_2^+ , Al(OH)_4^- .
- ✚ Les poly complexe : $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_5^+$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$.
- ✚ Les espèces amorphes et très peu solubles telles que Al(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 coagulation chimique c'est à dire elles jouent le rôle de coagulant (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 (ou amorphe) résulte d'une succession de réaction (germination ou condensation) en solution qui entraîne l'apparition de monomères suivant l'équation (**Amirtharajah et Mill, 1982 ; Exall et Vanloon, 2000 ; Jolivet, 1994**):

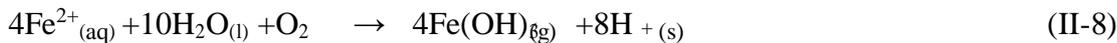


(II-5).

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 de 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 surfaces 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 solubles. 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.

b) cas d'une électrode en fer

Dans le cas de l'utilisation des électrodes de fer, les ions Fe^{2+} et Fe^{3+} sont produits à l'anode lors de l'imposition du courant, suivi de la formation d'hydroxydes de fer en solution. Deux mécanismes sont retenus pour expliquer la formation de ces deux formes d'hydroxydes (**Mollah et al., 2001**) :

Mécanisme 1 :**1) A l'anode :****2) A la cathode :****3) Réaction au sein de la solution****Mécanisme 2 :****1) A l'anode****2) A la cathode :****3) Réaction au sein de la solution**

Dans le cas des électrodes en fer l'oxydation de l'eau à l'anode par la formation d'oxygène contribue à oxyder les ions ferreux en ferriques pour rendre efficace la flottation (**Drogui et al., 2007**). Les hydroxydes forment une suspension gélatineuse verte foncée qui retire les polluants

de l'eau par complexation ou par attraction électrostatique (**Ibanez et al., 1998 ; Rajeshwar et Ibanez, 1997**)

Dans ce cas on a les complexes tels que FeOH_2^+ , $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ et $\text{FeO}(\text{OH})$, $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Fe}_2(\text{OH})_4^{2+}$.

Ces complexes s'adsorbent sur les particules et annulent leurs charges colloïdales, ce qui conduit à l'établissement de l'émulsion (**Gomes et al., 2007**).

II.9. 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 :

$$m = I.t.M / n.F \quad (\text{II-12})$$

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 ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$).

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

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

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

$$C = m(p - 1) / Q_e \quad (\text{II-13})$$

Avec :

C : débit massique de métal dissous ($\text{kg}\cdot\text{h}/\text{m}^3$).

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

p : nombre d'électrodes.

m : quantité théorique de métal dissous (kg).

❖ Rendement faradique (Φ) et rendement énergétique

Quand la réaction chimique soit : $A + ne^- \rightleftharpoons \gamma_p P$ (II-14)

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 :

$$Q_0 = n \cdot N \cdot e_0 = nF \quad (\text{II-15})$$

Avec :

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

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

e₀ : 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 :

$$\mathbf{R_f} = \mathbf{I_{consommée}} \times \mathbf{t} / \mathbf{I_{théorique}} \times \mathbf{t} \quad (\text{II-16})$$

Avec :

I_{consommée} × t : la quantité d'électricité nécessaire pour produire vp de mole.

I_{théorique} × 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}**).

$$\Phi = \frac{\Delta m_{\text{exp}}}{\Delta m_{\text{th}}} = \frac{3F}{3600 M_{\text{Al}} It} \times \Delta m_{\text{exp}} \quad (\text{II-17})$$

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 :

$$\mathbf{R_e} = \mathbf{I_{théorique}} \times \mathbf{E_{eq}} / \mathbf{I_{consommée}} \times \mathbf{E_{app}} \quad (\text{II-18})$$

Avec :

E_{eq} : potentiel d'équilibre (**E_{eq} = E₀(anode) – E₀(cathode)**)

Où E₀ sont les potentiels d'abandon des électrodes (i=0).

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

Le rapport E_{eq} / E_{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) :

$$E = U \times t_e / v \quad (\text{II-20})$$

Avec :

E : énergie consommée (KW.h/m³).

U : tension d'électrolyse (volt).

I : intensité de courant (A).

t_{EC} : temps d'électrolyse(h).

V : volume de l'eau traitée (m³).

I.10. 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 interélectrodes et le temps de traitement (Khandegar et Saroha, 2013).

II.10.1. 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 perdre 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 coûts 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 floccs 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 effecteur de trop nombreux nettoyages. Bien entendue, 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.10.2. 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 métallique (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 optimal 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.8) représente le diagramme de prédominance des espèces aluminium en fonction du pH. A partir de ce diagramme, on remarque que :

- A pH < 3, l'aluminium est principalement sous la forme trivalente Al^{3+} , cette forme de monomère devient négligeable en milieu moins acide (pH > 6).
- La forme ionique $Al(OH)^{2+}$ apparaît vers des pH de l'ordre de 3 pour atteindre un maximum de concentration (20% de l'aluminium présents) vers un pH=5.
- Dans la zone de pH comprise entre 5 et 8, l'espèce la plus répandue en solution est l'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_3$ avec un maximum de 95 % vers pH=6,5. Il existe également les cations $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)^{2+}$.
- L'ion $Al(OH)^{4-}$ commence à se former vers un 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 $Al(OH)_3$ et de $Al(OH)_5^{2-}$.
- En milieu alcalin (pH >11), on trouve deux complexes anioniques $Al(OH)_4^-$ et $Al(OH)_5^{2-}$ qui deviennent majoritaires à pH >12.

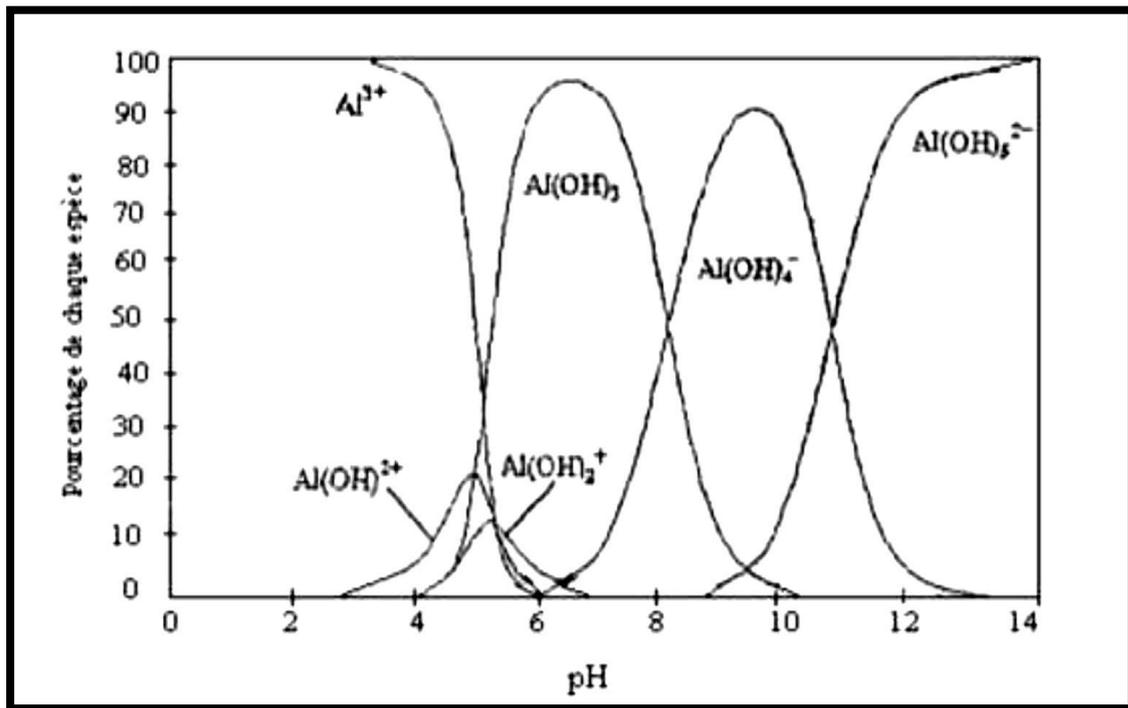


Figure (II.6) : Diagramme de prédominance des espèces aluminium en fonction du pH. (Hosni,1996)

II.10.2. 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.10.4. 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 coté, il est possible en cas de la diminution en augmentant la concentration en électrolyte ou en rapprochant les électrodes.

II.10.5. 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 grands variation 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 obligé en tient en compte. Ainsi que la température de l'effluent peut entrainer la variation du potentiel de réduction du processus électrolyte ainsi que la variation des constantes de solubilité des précipités métallique. 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'autre 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 contenu 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.11. Avantages et inconvénients du procédé d'Ec

Comme tous les procédés de traitement des eaux, l'électrocoagulation présente des avantages et des inconvénients qui favorisent ou limites ses domaines d'application.

✓ Avantages du procédé d'électrocoagulation

Parmi les arguments en faveur de l'électrocoagulation on peut citer les suivants :

1. Pas d'ajout de substances chimiques : même s'il semble nécessaire d'augmenter légèrement la salinité de l'effluent à traiter pour accroître la conductivité électrique de l'effluent, plusieurs études ont montré l'efficacité de l'EC sans aucune variation de conductivité initiale du rejet à traiter, ce qui évite d'autres formes de traitement en aval et ce qui implique qu'il n'y a pas de coût engendrés par le transport et l'entreposage de réactifs chimiques.

2. Comme il n'y a pas d'ajout de produit chimique, il n'y a pas d'augmentation de la concentration en anions indésirables ou en sels, comparativement à l'utilisation de la précipitation chimique standard (**Cenkin et Bevelestev, 1985**).
3. Le procédé est très efficace pour des pollutions colloïdales très fins. Avec d'autres procédés (coagulation chimique) ces polluants imposent des étapes plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées (**Kannan et al., 2006 ; Persin et Rumeau, 1989**).
4. Il est possible d'éliminer 60 à 80% de la charge polluante (**Rumeau, 1989**).
5. L'eau usagée traitée par l'EC donne de l'eau de gout agréable, claire, sans couleur et inodore...etc. (**Miquel, 1977**). Ce qui diminue énormément les besoins de traitements biologiques subséquents qui sont plus lents et coûteux (**Balais, 2004**).
6. L'électrocoagulation permet également d'augmenter la biodégradabilité de l'effluent, ce qui permet aussi de faciliter un traitement biologique subséquent (**Alinsafi et al., 2005 ; Persin et Rumeau, 1989**). Ce perfectionnement est dû à la non-toxicité de la forme d'aluminium utilisée et à la faible salinité du milieu (**Chion et Porter, 1983**).
7. Les boues obtenues dans le procédé d'EC sont plus denses et moins hydrophiles. Cela rend la flottation et la décantation plus aisées et diminue le volume des boues (**Poteaux, 1978**). Elles décantent plus vite et contiennent moins d'eau (**Persin et Rumeau, 1989**). Les travaux ont montré une réduction du temps et des coûts de traitement des boues (**Larue et Vorobiev, 2003**).
8. L'utilisation de l'EC permet de réduire le temps de traitement ; ce procédé permet un grand gain de compacité des installations et une possibilité d'automatisation (**Cenkin et Belevtsev, 1985**). Le temps de résidence de l'eau à traiter est plus court que dans le cas d'autres types de traitements (**Phutdhawong et al., 2000**).
9. L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tel que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfites, les chromates et les ions fluorures (**Bennajah, 2007**).
10. Une élimination efficace de la turbidité et des composés organique ayant une masse moléculaire élevée. L'EC produit également moins de résidus métallique comparativement aux procédés de coagulation chimique (**Ilhane et al., 2008**).
11. L'application d'un champ électrique entre les électrodes entraine les particules dans un mouvement plus rapide, facilitant de ce fait leur agglomération (**Persin et Rumeau, 1989**).

12. Le champ électrique peut également avoir la capacité de diminuer le nombre de microorganismes dans l'effluent à traiter. Le champ électrique entre les électrodes a une grande importance, il conduit à la destruction de certaines souches de bactéries (**Persin et Rumeau., 1989**). L'utilisation des électrodes en titane, a confirmé cet effet bactéricide sans la formation de dérivés hypochloreux ou d'autres dérivés du chlore (**Patermarakis et Fountoukis, 1990**)
13. De manière générale lors de l'EC un effet bactéricide peut être observé par neutralisation des charges bactériennes et cela est important dans le cas des avantages.
14. La plus nécessaire pour mentionné est pas d'impacts importants sur l'environnement et c'est pour ça quelque auteurs nommé le procédé avec " Electrocoagulation as an Eco- Friendly "

✓ Inconvénients du procédé d'électrocoagulation

Quelques inconvénients de l'électrocoagulation peuvent également être énoncés :

1. L'utilisation de l'énergie électrique assez coûteuse et le prix coûteux des électrodes.
2. Nécessité d'ajout d'électrolyte NaCl plus souvent, pour des effluents de faible conductivité
3. L'EC ne permet pas de séparer des solutions parfaitement miscibles comme les mélanges eaux-benzène ou eau-solvants oxygénés (**Zongo, 2009**).
4. Selon Lais et Lin (2006), les boues formées lors du traitement des eaux de polissage contiennent près de 80% d'eau. La disposition de ces boues très humides entraîne des coûts importants et différentes étapes de traitement doivent être utilisées au augmenter la siccité comme la filtration ou le conditionnement par congélation (**Blais, 2004 ; Lai et Lin, 2006**)
5. La présence des ions calcium et hydrogénocarbonates provoquent des dépôts de carbonates de calcium sur la cathode, ce qui augmente la résistance électrique de la cellule (**Mollah et al., 2004 ; Biochon-Lhermitte, 1991**). Pour faire face à ce problème, la manière la plus simple est de réaliser une inversion périodique de la polarité (**Zongo et al., 2011**). Il existe même un procédé électrochimique dont le but est de réaliser un détartrage de l'eau potable par dépôt du tartre sur la cathode (**Bennajah, 2007**).
6. La maintenance des installations, le nettoyage et le changement des électrodes impliquent une perte de temps dû à l'arrêt du procédé au cours de ces opérations (Gousmi, 2011).

PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE

CHAPITRE III :

Matériel et Mode opératoire

III.1. Introduction

Dans la littérature, de nombreuses techniques sont testées pour l'enlèvement des AH 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 de description du protocole mis au point pour l'élimination d'un acide humique dans l'eau et pour l'évolution des performances du procédé.

III.2. Produits et matériels

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

Nom chimique	formule	Apparence	$\lambda_{\max}(\text{nm})$
Acide humique	$\text{C}_9\text{H}_9\text{NO}_6$	Noire	254

III.3. Matériels

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

Tableau I : Matériels utilisés lors des essais expérimentaux.

Verreries et instruments	Appareillage
➤ Pipettes graduées de 5ml±0,05ml	- Balance
➤ Bêcher	- Agitateur
➤ Barreau	- pHmètre
➤ Spatule courant	- Générateur de
➤ Peusé	
➤ Entonnoir	
➤ Fiole jaugée de 25ml± 0,05ml	
➤ Fiole jaugée de 50ml±0,06ml	
➤ Fiole jaugée de 100ml±0,06ml	
➤ Des capsule	
➤ Des électrodes en aluminium	
➤ Chronomètre	

III.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 cm×450 cm×1mm) ont, chacune 18 cm de surface nominale immergée la (figure III.1) représentent les électrodes utilisées.

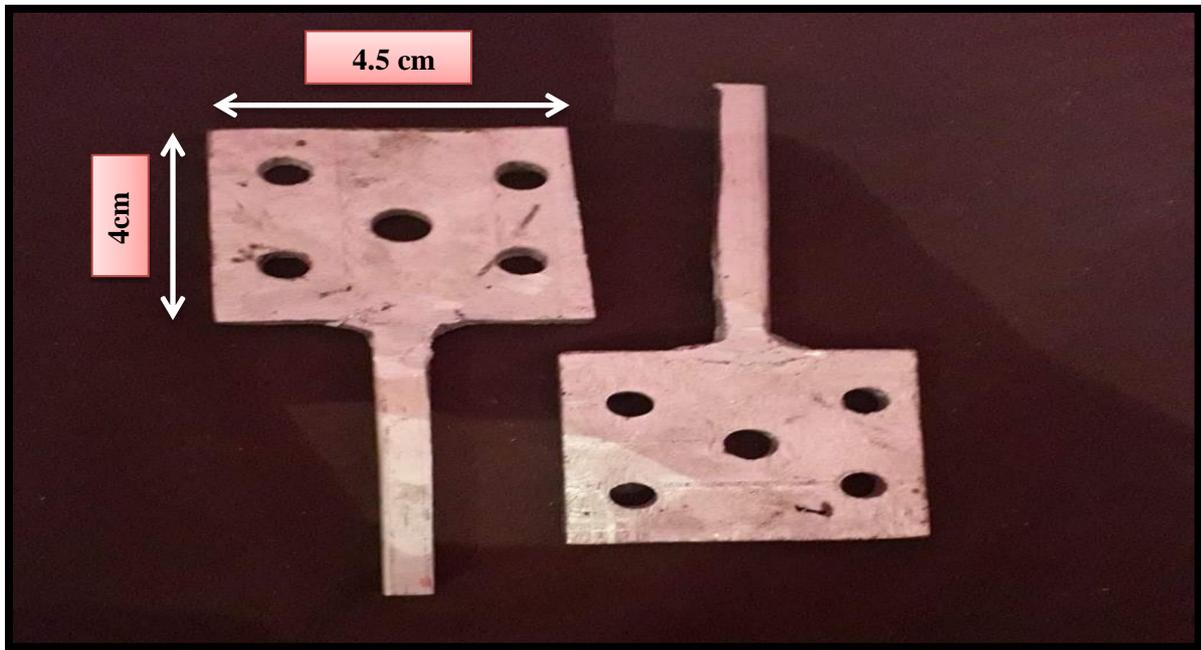


Figure (III.1) : Electodes utilisée lors de travail.

III.3.2. La cellule d'électrocoagulation

Le montage est composé d'un générateur de courant et d'un réacteur en plastique (bêcher) de 1000 mL de volume (figure III.1), muni de deux électrodes identiques en aluminium, l'anode et la 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 18 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.

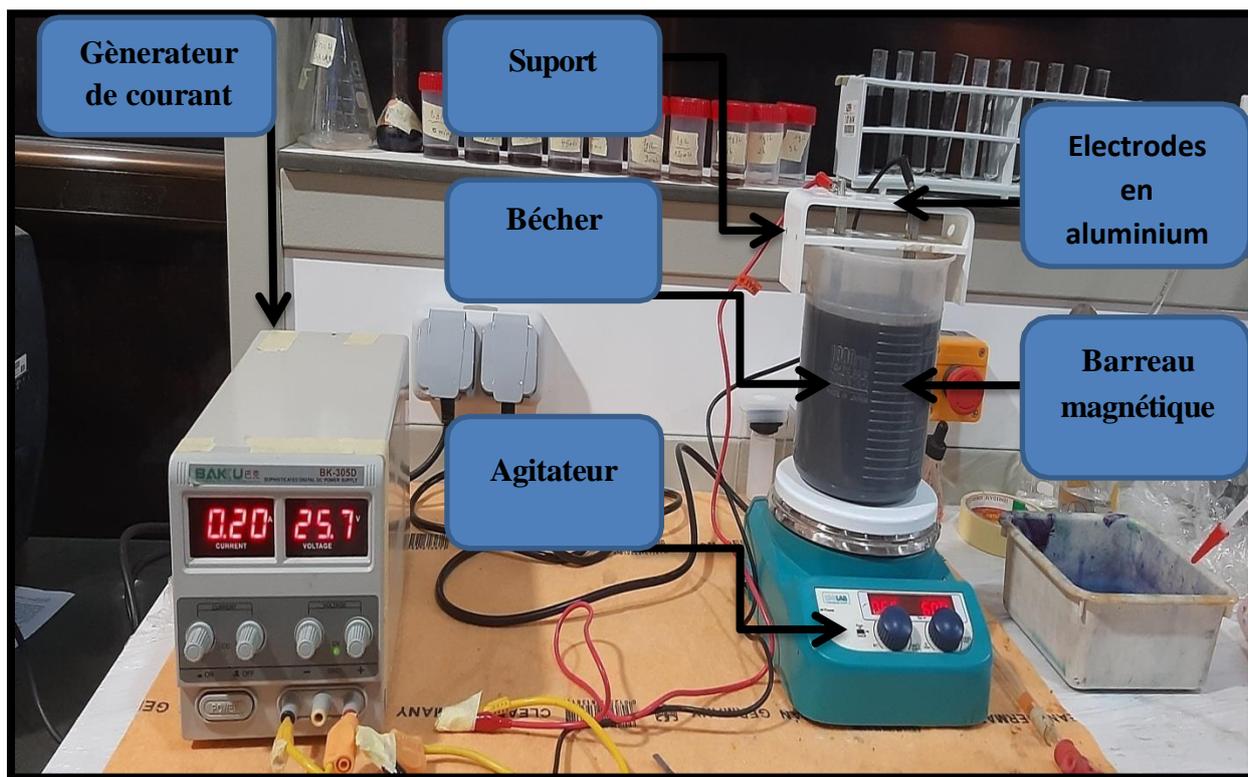


Figure (III.2): Dispositif expérimental

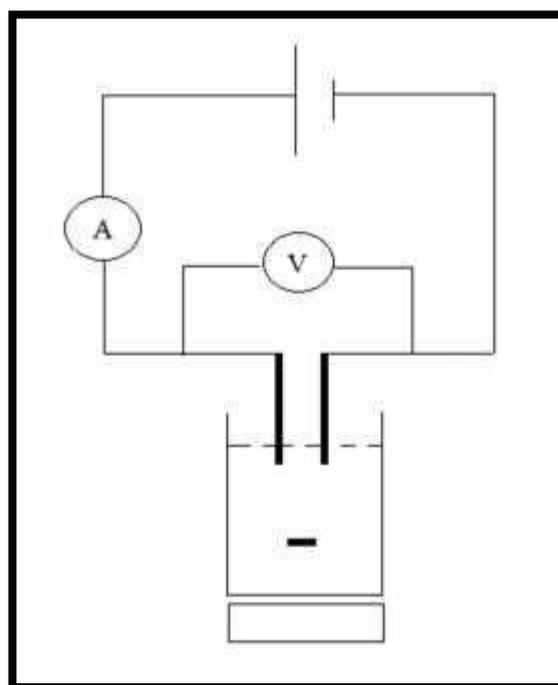


Figure (III.3) : Schéma de dispositif expérimental

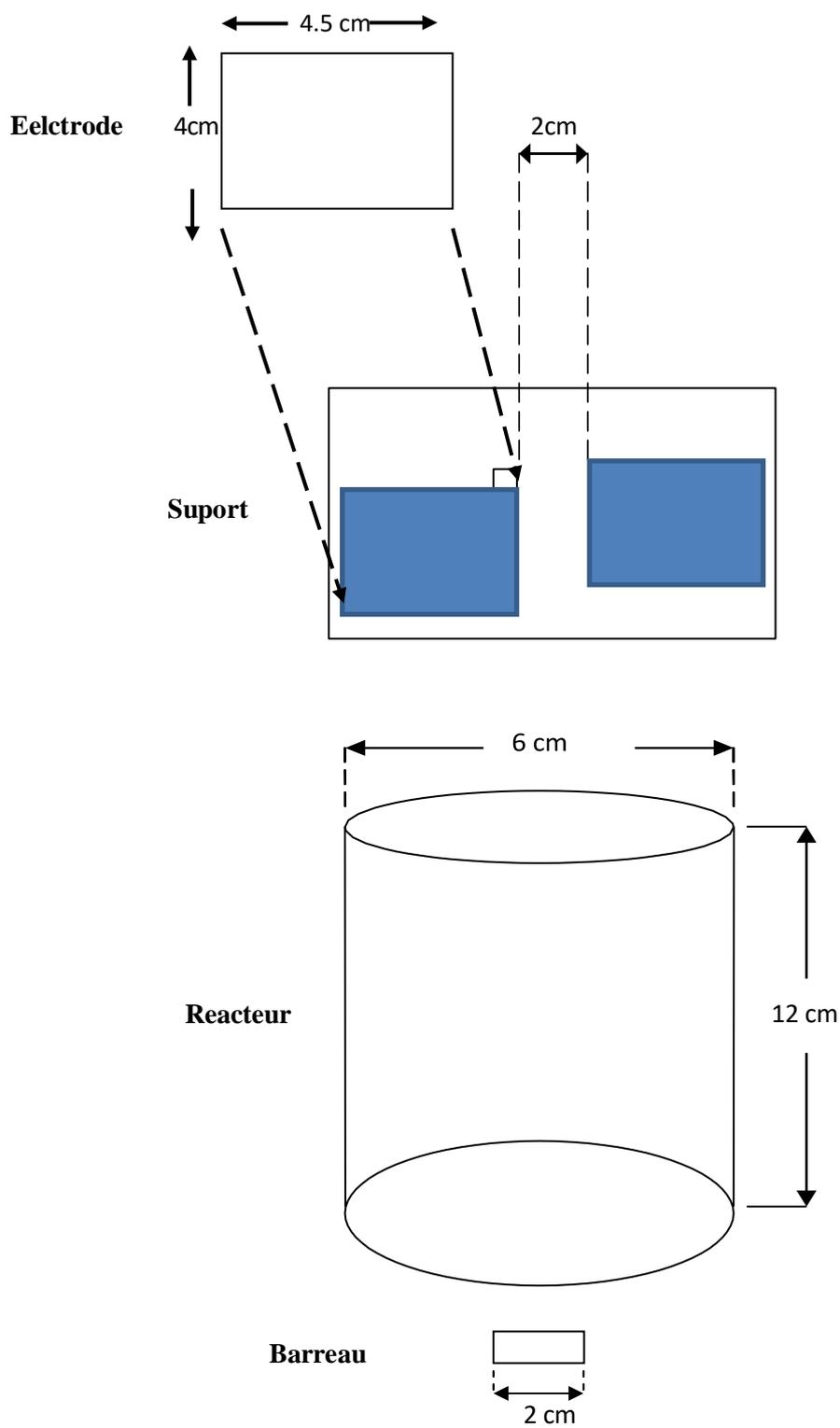


Figure (III.4) : Dimensionnement du dispositif expérimental.

III.4. Mode opératoire

III.4.1. Préparation des solutions :

Une solution mère (solution Acide humique) obtenue avec 1000 mL d'eau minéral naturelle Texenna et 1g d'acide humique.

III.4.2. 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 600tr/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 2cm dans le réacteur, on déclenche simultanément le générateur de courant ensuite elles sont liées à l'aide des fils électrique. Des prélèvements d'échantillon nos de la solution électrolysée à l'aide d'une pipette sont effectués à des intervalles de temps réguliers. Les mesures du pH et de la conductivité sont effectuée immédiatement. Les échantillons nos prélèves 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 egal à 254 nm.

CHAPITRE IV :

Résultats et discussions

IV.1. Introduction

Ce chapitre est consacré à l'évaluation des performances du procédé d'EC en continu en utilisant des électrodes en Aluminium, pour le traitement des solutions dopées par l'acide humique.

Les expériences ont été réalisées pour suivre la cinétique de dépollution d'une solution synthétique très chargée en acide humique (concentration initiale de 1 g/L). Les solutions étudiées ont été préparées par l'eau minérale de Texxana.

IV.2. Qualité de l'eau utilisée

Dans notre cas nous avons utilisée l'eau minérale de Texxana (eau de bouteille) dopée avec une masse bien déterminée de l'acide humique. Les caractéristiques de l'eau Texxana sont présentées dans le tableau IV.1.

Composition		
Sodium (Na ⁺)	(mg/L)	11
Potassium (K ⁺)	(mg/L)	01
Magnésium (Mg ⁺⁺)	(mg/L)	9,1
Calcium (Ca ⁺⁺)	(mg/L)	30
Bicarbonates (HCO ₃ ⁻)	(mg/L)	60
Chlorures (Cl ⁻)	(mg/L)	28,4
Sulfates (SO ₄ ⁻²)	(mg/L)	11
Nitrates	(mg/L)	00
Nitrites	(mg/L)	00
Résidus sec à 180°	(mg/L)	152
pH		07

IV.3. Conditions optimales de traitement

L'optimisation du 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.

L'évolution des rendements d'élimination de la matière organique de type humique (acide humique) en fonction de la variation du temps d'agitation a été suivie en testant une solution très chargée en acide humique (1 g/L).

La solution est agitée avec 600 tr/min sur un agitateur magnétique en appliquant une intensité constante de courant de 0,20 A (pH entre 6,91 et 7,3).

La figure 1 évoque une série des prélèvements à différents temps.

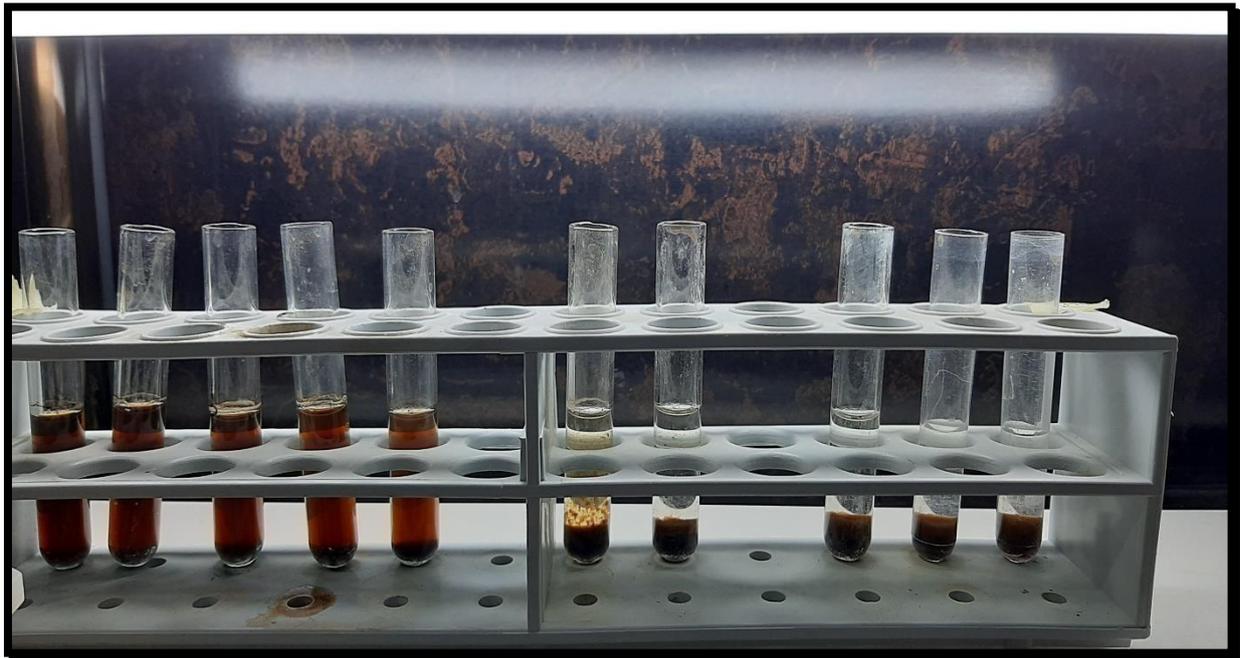


Figure (IV.1) : Une série des prélèvements de la cinétique de l'élimination d'AH (la durée du premier prélèvement est de 15 min).

D'après la figure on constate une variation vis-à-vis au temps on voit 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 commencé, lors de ($t=15$ min) sur les quatre tubes on aperçoit un léger éclaircissement de couleur comparant au premier tube ce qui explique le début du procédé, au moment de $t=30$ min on observe un début de pureté de l'eau polluée et c'est dû à la dégradation de l'acide humique par le procédé de l'EC, lors de $t=1$ h. On distingue deux masses sur les deux derniers tubes avec une couleur sombre en bas qui représente le polluant et une couleur pure en haut qui expose l'eau pure.

L'aluminium est dissous à partir de l'anode générant les ions métalliques correspondants, qui seront immédiatement hydrolysés en hydroxydes polymériques d'aluminium. Ces hydroxydes polymériques sont d'excellents agents coagulants. Les anodes métalliques consommables (sacrificielles) produisent continuellement des hydroxydes polymériques dans le voisinage de

l'anode. La coagulation se produit dans ce cas, cations métalliques se combinent avec les particules chargées négativement portées vers l'anode par le mouvement électrophorétique. Lors de ce procédé on constate une mousse ou floes formes, c'est ce qu'on appelle la coagulation par électrocoagulation. Il en résulte une charge nette nulle dans le processus.

À partir des résultats visuels, la figure montre que le procédé d'électrocoagulation est très efficace malgré la solution était trop chargée en acide humique.

IV.4. Conclusion

L'EC est déjà connue comme un procédé efficace d'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 précédent on conclure que l'EC montre un bon résultat visuel et concernant de ce procédé le mécanisme de dépollution et l'installation est simple.

D'une façon générale malgré que les prélèvements ne se sont pas encore analysées avec le spectrophotomètre mais il donne une idée sur l'efficacité et la rapidité de cette technique.

Vue les contraintes et les circonstances exceptionnelles de cette années 2020 à cause du Coronavirus (COVID 19), et les mesures préventives prises pour la lutte contre cette pandémie, ce travail aurait pu être complété par d'autres essais tels que :

- ✓ Etude de l'EC en utilisant d'autres électrodes.
- ✓ Etude de l'influence de plusieurs paramètres (pH, intensité de courant, concentration initiale du polluant).
- ✓ Réaliser une application du procédé sur des eaux naturelles polluées ou des eaux de rejets contenant la matière organique

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 recherche bibliographique nous a permis de déceler un certain nombre de points peu ou pas assez abordés dans la littérature. 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 accompagnée par la grille de la qualité des eaux superficielle Algérienne.

Dans cette partie, nous avons également insisté sur l'acide humique qu'il fait l'objectif 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.

Cette recherche nous 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 50 min on remarque la dégradation qui exprime la rapidité des réactions mis 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 concentration élevée de l'AH le procédé a marqué une bonne dégradation après une simple décantation.

À titre de **perspectives**, d'autres travaux peuvent être envisagés dans ce cadre :

- ✓ Etude comparative avec d'autres techniques de traitement telles que, la coagulation-floculation chimique,
- ✓ Etude de procédé à l'échelle de l'application sur les eaux de surface Algériennes,
- ✓ Etude et caractérisation de la boue formée lors du traitement par EC,
- ✓ Etude de l'influence de la position (horizontale et verticale) des électrodes, matériau des électrodes,
- ✓ Etude des rendements Faradiques en analysant l'aluminium par spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) Application en eau de Biskra.

- 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.
- Beaudry J.P. (1984) *Traitement des eaux*. Ed Le Griffon d'Argile, Québec.
- 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 de 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 acousto-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.
- Le Colirec C, Le Cloirec P., Morvan J., Martin G. (1983) Forme de l'azote organique dans les eaux de surface brutes et en cours de potabilisation. Rev. Sci. Eau, 2, 25-39.
- 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.
- Zghei 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.*, 74,210-216.
- 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.
- Arslan-Alaton I., Kabdasli I., Hanbaba D., Kuybu E. (2008) Electrocoagulation of a real reactive dyebath effluent using aluminium and stainless steel electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 150, 166-173.
- 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. (2011) 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.
- Beauchesne I., Meunier N., Drogui P., Hausler R., Mercier.,G et J.F. Blais (2005) Electrolytic recovery of lead in used lime leachate from municipal waste incinerator . *J. Hazard Mater.*, 120(1-3), 2011.

- 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.
- Blais J.F. (2004) Cours Eau 454 Assainissement des eaux .Notes de cours, INRS-ETE, University du Québec, Québec, QC, Canada.
- Biochon-Lhermitte. F. (1991) Electrocoagulation et électrofloculation, *Electrochimie et environnement*, Journées d'études, Ecole supérieure d'Electricité, Gif sur Yvette, 189-193.
- 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.,Tanguy 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. 6thWorld Congress of Chemical Engineering, Melbourne, Australie, pp.23-27.
- Canizares F., Martinez C., Jiminez 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.
- Cenkin V.E.et Belevstev A.N. (1985) Electrochemical treatment of industrial wastewater, *Effluent. Water Treatment. Journal*, 25, 243-247.
- 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.
- Chiou C.T., Porter S.E., Schmediting D.W. (1983) Partition equilibriums for nonionic organic compounds between Soil Organic Matter Technol., and Water", *Environ. Sci. Vol. 17, No. 4*, pp. 227-231

- Chou W.L., Wang C.T., Huang K.Y. (2009) Effect of operating parameters on indium(III) ion removal by iron electrocoagulation and evaluation of specific energy consumption, *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3):467-474
- Daghbir 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 (Éditeurs), 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) *Lépuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie*. 3^{ème} Édition, Éditions CEBEDOC, Liège, France.
- El-Masry M.H., Sadek O.M., et Mekhmer W.K. (2004) Purification of raw surface water using electro-coagulation method. *Water Air Soil Pollut*, 158, 373-385.
- 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 Assos.*, 92, 93-102.
- Gomes J.A.G., Daida P., Kesmez M., Weir M., Moreno H., Parga J. R., Irwin G., Mcwhinney H., Grady T., Peterson E., Cocke D. L. (2007) Arsenic removal

- by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products, *Journal of Hazardous Materials*, 139,220-231.
- Gousmi N. (2011) « Etude paramétrique du traitement de microémulsions d'huile decoupepar le procédé d'électrocoagulation » mémoire de magister, Université Houari- Boumediene-Alger.
 - 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.
 - Ibanez J.G., Singh M.M., et Szafran Z. (1998) Laboratory experiments on electrochemical remdiation of the environment. Part 4: Colir removal of simulated wastewater by electrocoagulation-electroflotation. *Journal Chemical .Education*, 75(8), 1040-1041.
 - 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.
 - Kannan N., Karthikeyan G., Tamilselvan N. (2006) Comparison of treatment potential of electrocoagulation of distillery effluent with and without activated Areca catechu nut carbon. *Journal of Hazardous. Materials*, 137, Issu 3, 1803- 1809.
 - Khandegar V et Saroha A.K. (2013) Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *J. Environ. Manage.* 128, 949-963.
 - Khemis M. (2005) Etude théorique et expérimentale du procédé d'électrocoagulation: Application au traitement des effluents liquides

- hautement chargées en impuretés organiques et minérales, Thèse de doctorat INPL, Nancy.
- 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.
 - Kumar P.R., S. Chaudhari, K.C. Khiler et S.P. Mahajan (2004) Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, 55, 1245-1252.
 - 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.
 - Lai C.L et Lin K.S. (2006) Sludge conditioning characteristics of copper chemical mechanical polishing wastewater treated by electrocoagulation. *Journal Hazardous Materials*., B136, 183-187.
 - Larue O., Vorobiev E. (2003) Floc size estimation in iron induced electrocoagulation and coagulation using sedimentation data *International journal of Mineral processing*., 71 issues 1-4 .1-15.
 - Lemlikchi W. (2012) « élimination de la pollution des eaux industrielles par différents procédés d'oxydation et de co-précipitation » thèse du doctorat, université Mouloud Mammeri- Tizi ouzou.
 - Li X., Song J., Guo J., Wang Z et Feng Q. (2011) Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environ. Sci.*, 10, 1159-1164.
 - Meunier N., Drogui P., Gourvenec C., Mercier G., Hausler R et Blais J.F. (2004) Removal of metals in leachate from sewage sludge using electrochemical technology. *Environ. Technol*, 25, 235-245.
 - Miquel J. (1977) Épuration électrolytique des eaux résiduaires industrielles. *Technique Moderne*, 1, 31-33.
 - 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.
 - Mollah M.Y.A., Morkovsky P., Gomes J.A. Kesmet M., Parga J., Cocke D.L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 114, 199-210.

- 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 Agounghome 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).
- Murugananthan M., G. Bhaskar Raju, S. Prabhakar (2004a), Separation of pollutants from tannery effluents by electro flotation, *Separation and Purification Technology* 40, 69-75.
- Patermarakis.G et Fountoukidis. E (1990). Disinfection of water by electrochemical treatment. *Water Research*. 24, issu 12, 1491-1496.
- Persin F., Rumeau M. (1989). Le Traitement Electrochimique des Eaux et des Effluents, *Tribune de l'eau*, 42(539).,82(3), 45-56.
- Phutdhawong W., Chowwanapoonphon S et Buddhasukh D. (2000). Electrocoagulation and subsequent recovery of phenolic compounds .*Anal.Sci* ,16, 1083-1084.
- Picard T. (2000) Contribution à l'étude des réactions aux électrodes en vue de l'application à l'électrocoagulation .thèse de doctorat, Université de Limoges.
- Picard T., Cathalifaud-Feuillade G., Mazet M. et Vandesteendam 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.
- Poteaux G. (1978) Epuration des eaux résiduaires par électrolyse, *Technique moderne*, 70,42-44.
- 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.

- Rumeau M. (1989) Méthodes électrolytiques de traitement des effluents- Première partie. Electrocoagulation, flottation, détoxication, chloration. L'eau et l'industrie, 47-51.
- Vik E.A., Carlson D.A., Eikum A.S et Gjessing E.T. (1984) Electrocoagulation of potable water. Water Resources, 18, 1355-1360.
- Yilmaz A.E., Boncukcuoglu R, Kockerim M.M. (2007) An empirical model for parameters affecting energy consumption in boron removal from boron- containing wastewaters by electrocoagulation. Journal Hazardous Materials, 177, 101-107.
- 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.
- Zongo I. (2009) Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse Doctorat INPL ; École Doctorale RP2E, pp20224p.
- Zongo, I., Wéthé J., Merzouk B., Maiga A.H., Lapique F., Leclerc J.P. (2011). Traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie par électrocoagulation. European Journal of Scientific Research, Vol. 62 N02, 216-235.