REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA

RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Université du 20 août 1955 - SKIKDA

Faculté des Sciences

Département de Chimie

Mémoire de MASTER

Filière : Chimie - Spécialité : CHIMIE DES MATERIAUX

Thème :

Étude et optimisation expérimentale du procédé d'électrocoagulation pour la Clarification des eaux de surface fortement turbides

Présenté par :

Melle Djelfaoui Lina

Et

Melle Lakehal Cheima

Date de remise : 7/07/2026

Devant le jury :

Dr. N. Nailli	MCA	Université de Skikda	Présidente
Dr. H. Bouhali	MCB	Université de Skikda	Examinatrice
Dr. I. Bouchereb	MCB	Université de Skikda	Encardreur

Année Universitaire : 2025/2026



Remerciements

Avant tout, nous remercions **Dieu** le Tout-Puissant de nous avoir accordé la santé, la force, la patience et le courage nécessaires pour accomplir ce travail.

Nous exprimons nos sincères remerciements et notre profonde gratitude à notre encadrante, **Dr. [i. Bouchareb]**, pour son encadrement précieux, sa disponibilité, ses conseils judicieux, sa patience et son soutien continu tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Nous tenons également à remercier chaleureusement **Dr. [A. Ouakouak]** pour son aide précieuse, ses orientations et sa collaboration tout au long de ce travail.

Nous exprimons notre vive reconnaissance aux membres du jury qui nous ont fait l'honneur d'accepter d'évaluer et de discuter ce mémoire.

Nos remerciements s'adressent aussi à l'ensemble des enseignants du département de chimie de l'Université 20 Août 1955 de Skikda, qui ont contribué à notre formation scientifique.

Un grand merci à l'ingénieur de laboratoire, **Mme. [S. Cheniki**], ainsi qu'à toute l'équipe technique, pour leur accueil chaleureux, leur aide et leur précieuse assistance durant la phase expérimentale.

Enfin, nous témoignons notre profonde gratitude à nos familles, nos proches et à toutes les personnes qui nous ont soutenus, de près ou de loin pour mener à bien ce travail.

Lina et Cheima



Dédicaces

قال تعالى

"وَمَا تَوْفِيقِي إِلَّا بِاللَّهِ ۚ عَلَيْهِ تَوَكَّلْتُ وَإِلَيْهِ أُنِيبُ"

À mon cher père, que Dieu a couronné de dignité et de respect, et qui m'a appris à donner sans rien attendre en retour. Que Dieu le protège et le préserve.

À ma chère mère, dont les prières ont été le secret de ma réussite, et qui m'a comblé de son amour et de sa tendresse. Que Dieu prolonge sa vie et la garde comme une couronne sur ma tête.

À mes frères et **ma chère sœur,** mon soutien dans la vie et ma source de force, ainsi qu'à tous les membres de ma noble famille.

À mes amis et **collègues,** avec qui j'ai partagé les moments doux et amers de mon parcours universitaire.

Je vous dédie ce modeste travail, fruit de plusieurs années de sérieux, d'efforts et de nuits blanches, en priant Dieu de le rendre utile et béni.

Lina



Dédicaces

{الحَمد لله الـذي بنعمَته تَتم الصالحَـات وبفَضله تَتَحَقَّـق الطموحَـات}

Grâce à Dieu miséricordieux tout puissant qui m'a éclairer le chemin vers cette réussit.

Ma mére OURIDA qui a sacrifié sa vie pour mon bien être, je dédié ce modeste en souhaitant de tout mon cœur que Dieu me la garde.

A mon père ABDELKRIM qui ma toujours soutenus dans les moments difficiles et pour ses sacrifices et ses encouragements que Dieu le garde pour moi.

A mes chères frères KHALED et ABDERAHIM .

A mes chères Sœurs ROUKIA , AMINA et Belle Soeur INES.

A ma petite princesse que je L'adore ELINE et ma tante FATIHA.

Je vous dédie ce modeste travail, fruit de plusieurs années de sérieux, d'efforts et de nuits blanches, en priant Dieu de le rendre utile et béni.

Cheima

Liste des figures

Chapitre I : Généralités sur les eaux de surface et leurs traitements

Figure I.1 : Diagramme de spéciation des espéces hydrolysées de l'aluminium en fonction du pH (Dégrémont, 2005). 8

Figure I.2 : Structure de la double couche électrique et représentation du potentiel zéta d'une particule colloidale (Gaujou, 1995). 10

Figure I.3 : Mécanisme de déstabilisation des colloides et processus de formation des flocs (Hernàndez, 2006)....11

Figure I.4 : Principe de mesure de la turbidité par néphélométrie à 90° (ISO 7027) 12

Figure I.5 : Principe globale du processus de coagulation-floculation et sédimentation 15

Figure I.6 : Schéme technique d'une décanteur lamellaire conventionnel avec zone de surverse 16

Figure I.7 : Mécanisme de rétention des particules par filtration en profondeur. 17

Chapitre II : Le procédé d'électrocoagulation (EC)

Figure II.1 : Schéma du montage expérimental de la cellule d'électrocoagulation....21

Figure II.2 : Mécanisme physico-chimique de l'électrocoagulation utilisant des électrodes en aluminium (Source : MDP)....24

Figure II.3 : Décomposition de la tension d'une cellule d'électrocoagulation....27

Figure II.4 : Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires. 30

Figure II.5 : Connexion en série d'électrodes monopolaires 31

Figure II.6 : Connexion des électrodes bipolaires....31

Figure II.7 : Comparaison de l'évolution de la conductivité électrique en fonction de la concentration pour différents sels (NaCl, KCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$). (Source : Adapté de Yokogawa, 2026)....33

Figure II.8 : Cellule d'électrocoagulation avec électrodes plates et de dimensions rectangulaires 34

Chapitre III : Matériel et Mode opératoire

Figure III.1 : Électrodes d'Aluminium (Al) perforées utilisées lors des essais expérimentaux. 40

Figure III.2 : Dispositif expérimental complet pour le traitement par électrocoagulation.....41

Figure III.3 : Schéma synoptique des étapes de la mise en oeuvre de l'EC en laboratoire ...44

Chapitre IV : Résultats et discussion

Figure IV.1 : Évolution de la turbidité finale en fonction de l'intensité du courant 47

Figure IV.2 : Cinétique d'abattement de la turbidité en fonction du temps de traitement.....48

Figure IV.3 : Évolution de la turbidité finale en fonction du pH initial 50

Figure IV.4 : Étude comparative de la cinétique d'abattement de la turbidité de l'eau brute (0.1 A vs 0.2 A).....52

Liste des tableaux

Chapitre I : Généralités sur les eaux de surface et leurs traitements

Tableau I.1 : Spécificités particulières des eaux de surface 4

Tableau I.2 : Paramètres organoleptiques et physico-chimiques des eaux destinées à la consommation humaine (Décret exécutif n° 14-96) 4/03/2014. 12

Tableau I.3: Paramètre chimiques et limites de qualité des substances indésirables et toxiques (Décret exécutif n° 14-96) 4/03/2014.....12

Tableau I.4 : Paramètre microbiologiques et normes sanitaires des eaux de consommation (Décret exécutif n° 14-96) 4/03/2014 13

Chapitre II : Le procédé d'Électrocoagulation (EC)

Tableau II.1 : Quelques exemples illustratifs du traitement par électrocoagulation. 20

Tableau II.2 : Demande d'aluminium et consommation d'énergie pour éliminer les polluants de l'eau. 26

Tableau II.3 : Comparaison des caractéristiques techniques et économiques des matériaux d'électrodes.....29

Tableau II.4 : Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions (Merzouk, 2009). 32

Chapitre III : Matériel et Mode opératoire

Tableau III.1 : Liste des produits et réactifs utilisés. 39

Tableau III.2 : Matériels et appareillages utilisés lors des essais expérimentaux. 40

Chapitre IV : Résultats et discussion

Tableau IV.1 : Caractéristiques physico-chimiques initiales des matrices hydriques (Premier échantillon). 45

Tableau IV.2 : Évolution des paramètres en fonction de l'intensité du courant. 46

Tableau IV.3 : Évolution des paramètres physico-chimiques en fonction du temps de traitement 47

Tableau IV.4 : Caractéristiques physico-chimiques initiales du deuxième échantillon d'eau. 48

Tableau IV.5 : Évolution des paramètres physico-chimiques en fonction du pH initial.....49

Tableau IV.6 : Caractéristiques initiales de l'eau brute du barrage (Troisième échantillon). 50

Tableau IV.7 : Résultats comparatifs du traitement de l'eau brute pour I = 0.1 A et I = 0.2 A. 51

Liste d’abréviation

Abréviation	Signification
Al	Aluminium
CE	Conductivité Électrique
EC / EA	Électrocoagulation
HCl	Acide chlorhydrique
MES	Matières en Suspension
MON	Matières Organiques Naturelles
NaOH	Hydroxyde de sodium
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
pH	Potentiel d'Hydrogène

Sommaire

Sommaire

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste d'abréviation

Introduction générale *1*

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : Généralités sur les eaux de surface et leurs traitements

I. 1. Introduction *3*

I. 2. Eaux de surface *3*

I. 3. Pollution des eaux de surface *4*

I. 3. 1. Sources de la pollution *5*

I. 3. 2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surfaces *7*

a) Potentiel d'hydrogène (pH) 7

b) Conductivité électrique (CE) 8

c) Matières organiques (MON) 8

d) l'alcalinité et la dureté 8

e) Température 9

I. 4. Problématique de la turbidité *9*

I. 4. 1. Définition de la turbidité *9*

I. 4. 2. Les matières en suspension (MES) et les colloïdes *9*

I. 5. Normes de potabilité et de qualité des eaux en Algérie *11*

I. 6. Procédés de clarification conventionnels *14*

I. 6. 1. La coagulation-floculation chimique *14*

I. 6. 2. La décantation et la filtration *15*

I. 7. Les limites du traitement chimique classique *17*

I. 8. Conclusion *18*

Chapitre II : Le procédé d'électrocoagulation (EC)

II. 1. Introduction *19*

II. 2. Définition de l'électrocoagulation *19*

II. 3. Principe de fonctionnement *20*

II. 3. 1. Description de la cellule électrolytique *20*

II. 3. 2. Rôle de l'anode et de la cathode *21*

II. 4. Mécanismes et réactions chimique *22*

II. 4. 1. Réaction à l'anode *22*

II. 4. 2. Réaction à la cathode *23*

II. 4. 3. Formation des hydroxydes et déstabilisation des colloïdes *23*

II. 5. Paramètres influençant l'efficacité du ekecto coagulation *24*

II. 5. 1. Densité de courant et tension *24*

II. 5. 2. pH initial de la solution *27*

II. 5. 3. Temps d'électrolyse *28*

II. 5. 4. Nature et disposition des électrodes *28*

II. 5. 5. Conductivité et distance inter-électrode *32*

II. 6. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation *35*

II. 7. Conclusion *38*

PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE

Chapitre III : Matériel et Mode opératoire

III. 1. Introduction *39*

III. 2. Produits et réactifs *39*

III. 3. Matériels *39*

III. 3. 1. Électrodes utilisées *40*

III. 3. 2. La cellule d'électrocoagulation *41*

III. 3. 3. Instruments de mesure 41

III. 4. Mode opératoire 42

III.4.1. Préparation des échantillons d'eau 42

III.4.2. Mise en œuvre expérimentale 43

IV.5. Conclusion 44

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV. 1. Introduction 45

IV. 2. Qualité de l'eau utilisée 45

IV. 3. Conditions optimales de traitement 46

IV. 3. 1. Effet de l'intensité du courant (I) 46

IV.3.2. Effet du temps de traitement (t) 47

IV.3.3. Effet du pH initial 48

IV. 3. 4. Etude comparative sur l'eau brute du barrage 50

IV.4. Conclusion 52

Conclusion générale 53

Références bibliographiques

Résumé

Introduction générale

Introduction générale

De nos jours, la préservation des ressources en eau et la garantie d'une eau potable de qualité constituent un défi majeur pour l'humanité, notamment en raison de l'accroissement démographique, du développement industriel et des changements climatiques. Les eaux de surface, qui représentent la source principale d'approvisionnement en eau potable, sont de plus en plus exposées à diverses formes de pollution, altérant ainsi leurs caractéristiques physico-chimiques et augmentant leur turbidité **(Dégrémont, 2005 ; Gaujous, 1995).**

La turbidité, causée par la présence de matières en suspension (MES) et de colloïdes, est un indicateur clé de la qualité de l'eau. Son élimination est une étape indispensable dans les filières de potabilisation. Traditionnellement, la clarification des eaux de surface repose sur des procédés physico-chimiques conventionnels, principalement la coagulation-floculation chimique. Bien que largement éprouvés, ces traitements présentent certaines limites, notamment la production importante de boues et l'utilisation de réactifs chimiques coûteux.

C'est dans ce contexte que s'inscrit notre étude, en s'orientant vers des technologies plus innovantes et respectueuses de l'environnement, dites technologies électrochimiques. Parmi ces procédés, l'électrocoagulation (EC) émerge comme une alternative prometteuse, efficace et économique pour le traitement des eaux. Le principe repose sur la génération in situ d'agents coagulants par dissolution anodique d'un métal (comme l'aluminium ou le fer), permettant ainsi la déstabilisation et la sédimentation des colloïdes et des matières en suspension **(Mollah et al.,2001).**

L'objectif principal de ce mémoire est d'évaluer l'efficacité et les performances du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux de surface (notamment l'eau brute du barrage), en étudiant l'impact de plusieurs paramètres opératoires clés sur l'abattement de la turbidité (tels que l'intensité du courant, la durée du traitement et le pH initial).

Pour mener à bien ce travail, notre manuscrit est structuré en deux grandes parties :

1. **La première partie, bibliographique**, est divisée en deux chapitres : le premier est consacré aux généralités sur les eaux de surface, leurs caractéristiques et les procédés de traitement conventionnels. Le second chapitre détaille le procédé

d’électrocoagulation, ses principes physico-chimiques, ses mécanismes réactionnels ainsi que les paramètres influençant son efficacité.

2. **La seconde partie, expérimentale**, regroupe deux chapitres : le troisième décrit le matériel utilisé, les réactifs et le mode opératoire adopté. Le quatrième et dernier chapitre présente les résultats expérimentaux obtenus, suivis d'une discussion approfondie sur l'effet de l'intensité du courant, du temps de traitement et du pH initial, afin de déterminer les conditions optimales d'abattement de la turbidité sur l'eau brute du barrage.

Enfin, ce travail s'achèvera par une conclusion générale résumant les principales découvertes et perspectives de cette étude.

PARTIE I

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I

Généralités sur les eaux de surface et leurs traitements

I. 1. Introduction

L’eau est essentielle à toutes les formes de vie ainsi qu’aux écosystèmes de la planète. En outre, c’est un facteur essentiel pour la santé humaine, l’agriculture et le secteur industriel. Bien que 70% de la surface terrestre soit couverte d’eau, regrettablement, 97% de cette eau est salée et non destinée à la consommation ou à l’irrigation. Quant à l’eau douce, elle constitue 3% de l'ensemble de l'eau sur notre planète. Dans cette proportion minime, les rivières et les lacs constituent 0,3% tandis que le reste est conservé dans les glaces des calottes polaires **(Hernàndez,2006)**. À l'heure du vingt-et-unième siècle, l'importance de Léau a considérablement augmenté par rapport à ce qu'elle était dans le passé, en raison de l'urbanisation et de la croissance rapide de la population dans les pays en développement, conjugué aux effets des changements climatiques. L'eau douce est répartie de manière très inégale à travers le monde. Le Proche-Orient et l'Afrique sont les zones du globe qui manquent le plus d'eau douce. Dotés de régions arides et semi-arides, les nations arabes font partie des plus démunies en matière d'eau. Il existe plusieurs raisons à la réduction de l'eau douce disponible. Parmi les facteurs clés, on peut citer le taux de croissance démographique actuel, les usages domestiques, l'augmentation de la consommation d'eau par l'agriculture et la pollution industrielle.

I. 2. Eaux de surface

On désigne par eaux superficielles l’ensemble des eaux naturellement exposées à l’atmosphère, telles que les fleuves, rivières, lacs, réservoirs, ruisseaux, barrages, mers, estuaires et autres. La composition chimique des eaux de surface est influencée par les caractéristiques des sols et terrains qu’elles rencontrent tout au long de leur trajet à travers les différents bassins versants. Dans la majorité des situations, ces eaux sont le lieu où se développe une vie microbienne en raison des résidus déversés et de la vaste surface d'interaction avec l'environnement extérieur. C’est pour cette raison que ces eaux ne sont presque jamais potables sans un quelconque traitement **(Dégerment, 2005)**. Cette eau de surface est alimentée de manière naturelle par les précipitations et se perd également naturellement par l'évaporation et l'infiltration dans le sol. Le tableau I-1 présente les spécificités particulières des eaux de surface **(Bouzegag, 2018)**

Tableau I.1 : Spécificités particulières des eaux de surface

Paramètres	**Eaux de surface**
Température	Variable suivant les saisons
Turbidité / MES	Variable, parfois élevée (crues, rejets, fortes pluies)
Couleur	Liée surtout aux MES et aux acides humiques
Gout et odeurs	Fréquents
Minéralisation globale	Variable en fonction des terrains, des précipitations et des rejets
Conductivité électrique (CE)	Variable selon la salinité
Fer et Manganèse (dissous)	Généralement absents
Composés azotés (NH_4^+, NO_3^-)	Présents surtout dans les eaux polluées
Matières organiques (MON)	Naturellement riches
Gaz dissous (O_2, CO_2)	Variables selon le degré de pollution

I. 3. Pollution des eaux de surface

La pollution de l'eau est caractérisée par l'introduction, en quantités atypiques, d'éléments chimiques ou biologiques dans l'environnement aquatique. Cette contamination entraîne une dégradation de cet environnement et peut mettre en péril la santé humaine, nuire aux ressources alimentaires et biologique ainsi qu'aux écosystèmes, ou encore endommager les biens matériels.

Effectivement, la pollution est définie comme la détérioration d'un biotope causée généralement par l'activité humaine, ce qui entraîne une perturbation plus ou moins significative de l'écosystème. Un phénomène géologique tel que les volcans peut également être à l'origine de cela. Cette question peut impliquer les eaux de surface (comme les rivières et les étangs) et / ou les eaux souterraines **(Gaujous, 1995).**

I. 3. 1. Sources de la pollution

L'eau, qu'elle soit naturelle ou utilisée dans le cadre industriel et domestique, n'est jamais pure. Elle contient toujours des impuretés qui peuvent exister sous trois formes : solides, liquides ou gazeux, caractérisées par leur taille lorsqu'elles se trouvent dans des milieux aquatiques.

Les principales sources de pollution de l'eau comprennent les activités humaines, les industries, l'agriculture et les sites d'enfouissement de déchets ménagers et industriels **(Chalon et al., 2006).**

Il y a donc deux catégories de sources de pollution des eaux superficielles : l'un naturelle et l'autre d'origine humaine.

- **La pollution naturelle**

On retrouve cette forme de pollution dans toute eau exposée à l'atmosphère, car celle-ci contient de dioxyde de carbone (CO_2) qui se dissout dans l'eau pour former de l'acide carbonique (H_2CO_3). Cela permet de comprendre que la teneur élevée en CO_2 dans l'air entraîne une acidification de l'eau avec laquelle elle est en contact. Donc, même en l'absence de pluies acides d'origine humaine, les pluies naturelles possédaient une légère acidité, un phénomène qui demeure observé dans des régions préservées comme les forêts amazoniennes (Olivier, 2005). Cette acidité est également le résultat de l'eutrophisation **(Beyade, 2013).**

- **La pollution anthropique**

L'homme, élément essentiel des écosystèmes terrestres, a délibérément créé toute une variété de molécules de complexité croissante pour satisfaire ses besoins perpétuels, tels que les médicaments, les produits d'hygiène, les plastifiants et autres. Ses actions ont provoqué ou accru la présence naturelle d'autres polluants, sans véritable contrôle de leur gestion **(Zgheib, 2009).** Autrement dit, les rejets provenant des activités domestiques, urbaines, agricoles et industrielles représentent la source majeure de pollution d'origine humaine des eaux de Surface. L'eau agit comme un vecteur idéal pour le transport et la propagation de ces rejets. On peut donc regrouper les diverses sources de pollution en trois principales catégories :

a) Urbaine

Les eaux usées urbaines proviennent principalement du secteur domestique, ou la population produit environ trois quarts de ces eaux. Ces eaux usées sont une combinaison d'eaux contenant des résidus humains tels que l'urine, les excréments, les eaux de toilettes et de nettoyage des surfaces et des aliments (eaux ménagères). Les eaux usées urbaines peuvent également inclure des eaux résiduelles d'origine industrielle, cependant, celles-ci doivent généralement être prétraitées pour obtenir des caractéristiques semblables à celles des eaux usées domestiques afin de permettre un traitement conjoint **(Gérard, 1999).** Elle se distingue par des concentrations élevées en matières organiques, en sels minéraux tels que l'azote et le phosphore, ainsi qu'en germes fécaux, etc. **(Genin et al., 2003)**. Dans ce contexte, on peut affirmer que les produits concernés sont les huiles, les carburants et les eaux usées (par infiltration et ruissellements).

b) Industriel

Elle représente les résidus liquides issus de l'extraction et de la conversion de matières premières en produits industriels. L'eau résiduaire découle essentiellement de l'eau utilisée dans une multitude de procédés de production à l'aide de la méthode humide, tels que : la précipitation ; le lavage, le nettoyage des équipements, les ateliers, les filtrations, les distillations, et bien d'autres encore **(Meinck et al, 1977)**.

Les rejets industriels peuvent engendrer des pollutions de nature organique (comme celles provenant des industries agroalimentaires et papetières), chimique (telles que celles issues des tanneries ou usines textiles) ou physique (tel le réchauffement causé par les centrales thermiques, les particules en suspension provenant des mines ou de la sidérurgie). Ils sont à l'origine de la dégradation de la clarté et de l'oxygénation de l'eau, pouvant également provoquer l'accumulation de certains composants dans le réseau alimentaire (métaux, pesticides, radioactivité). La contamination peut également provenir de l'infiltration de produits toxiques mal entreposés, de fuites dans les cuves ou d'accidents liés au transport de substances dangereuses, entraînant des concentrations facilement atteignables à 1 g/L **(Olivier, 2005).** Ainsi, on pourrait affirmer que dans ce contexte, les produits concernés sont les produits chimiques et les hydrocarbures (via infiltration et ruissellement).

c) Pollution provenant de l'agriculture

L'usage d'engrais et de pesticides sur de vastes terrains, qu'ils soient situés près ou loin des cours d'eau, constitue la principale source de pollution agricole **(Olivier, 2005)**. Le souci de la pollution issue de l'agriculture présente une certaine spécificité, étant donné que cette forme de pollution ne parvient à la station qu'indirectement. Cela est particulièrement vrai pour les engrais et pesticides qui traversent d'abord les environnements naturels tels que les nappes phréatiques et les rivières **(Graini, 2011)**. Il s'agit de nitrates et de pesticides (par le biais de l'infiltration) qui sont concernés.

On peut également mentionner qu'il existe différentes catégories de pollution, comme suit :

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

I. 3. 2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de surfaces

À la suite des spécificités globales des eaux de surface résumées précisément dans le (Tableau I.1), il est indispensable d'analyser les principaux paramètres physico-chimiques d'un point de vue quantitatif et réactionnel, afin de comprendre les mécanismes de pollution et d'optimiser les procédés de traitement ultérieurs.

a) Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est un paramètre clé qui mesure l'acidité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse. Dans les eaux de surface, il est principalement influencé par l'équilibre calco-carbonique, la nature géologique des terrains traversés et les activités biologiques telles que la photosynthèse. En matière de traitement des eaux, le pH contrôle directement la solubilité des ions métalliques et détermine la charge de surface des colloïdes, ce qui affecte fortement l'efficacité des processus de clarification **(Dégrémont, 2005)**. La figure (I.1) montre l'évolution des formes hydrolysées de l'aluminium en fonction du pH de la solution.

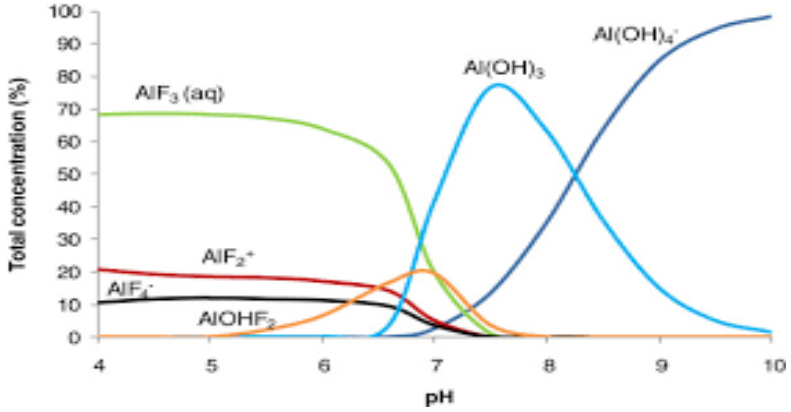


Figure I.1 : Diagramme des espèces hydrolysées de l'aluminium en fonction du pH (**Dégrémont, 2005**).

b) Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique traduit la capacité de l'eau à conduire le courant électrique. Elle est directement proportionnelle à la concentration des sels minéraux dissous (salinité) sous forme d'ions (tels que Na^+, Cl^-, Ca^{2+}). Ce paramètre est crucial pour les procédés électrochimiques tels que l'électrocoagulation, car une conductivité adéquate réduit la résistance ohmique de la solution, ce qui diminue considérablement la consommation énergétique globale du système **(Hernández, 2006)**.

c) Matières organiques (MON)

Les matières organiques naturelles (MON) proviennent de la décomposition de la biomasse végétale et animale (acides humiques et fulviques) ou des rejets anthropiques (urbains et industriels). Leur présence en excès dégrade les qualités organoleptiques de l'eau (couleur, goût, odeur) et provoque une diminution de l'oxygène dissous. Lors du traitement chimique ou électrochimique, les MON peuvent rivaliser avec les polluants cibles en consommant une partie des agents coagulants produits **(Gaujou, 1995)**.

d) l'alcalinité et la dureté

L'alcalinité (principalement liée aux ions bicarbonate HCO_3^- et carbonate CO_3^{2-}) représente le pouvoir tampon de l'eau, c'est-à-dire sa capacité à neutraliser les acides sans variation brusque du pH. La dureté, quant à elle, mesure la concentration globale en ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}).

Ces deux paramètres physico-chimiques influencent fortement la stabilité des suspensions colloïdales, la précipitation des hydroxydes métalliques et la formation des flocs lors de la phase de clarification **(Olivier, 2005)**.

e) Température

La température est un facteur physique dicté par les variation saisonnières, climatiques et les rejets thermiques industriels. Elle joue un rôle cinétique majeur dans les milieux aquatiques : elle modifie la viscosité de l'eau, la solubilité des gaz dissous (comme l'oxygène) ainsi que la vitesse des réactions chimiques et électrochimiques. Une variation de la température influence directement la formation, la taille et la cohésion des flocs, ainsi que leur vitesse de sédimentation **(Chalon et al., 2006)**.

I. 4. Problématique de la turbidité

La turbidité constitue l'un des indicateurs physiques les plus critiques pour évaluer la qualité d'une eau de surface. Une valeur élevée de turbidité traduit non seulement une dégradation esthétique et organoleptique de l'eau, mais elle engendre également de lourdes complications techniques et sanitaires lors des étapes de clarification.

I. 4. 1. Définition de la turbidité

La turbidité désigne le caractère trouble d'une eau. Elle est causée par la présence de matières fines en suspension qui entravent la propagation rectiligne de la lumière en la dispersant et en l'absorbant.

L'unité de mesure standard est l'Unité de Turbidité Néphélométrique (NTU), basée sur la mesure de la lumière diffusée à un angle de 90°par rapport au rayon incident. Pour les eaux de surface destinées à la consommation, la réglementation impose généralement des normes strictes (souvent une turbidité inférieure à 5 NTU) afin de garantir une transparence optimale et une désinfection efficace.

I. 4. 2. Les matières en suspension (MES) et les colloïdes

La turbidité d'une eau est le résultat direct de deux catégories de particules :

- **Les Matières en Suspension (MES)**

Ce sont des particules macroscopiques d'origine minérale (grains de silice, argiles, limons) ou organique (débris végétaux, micro-organismes). En raison de leur taille relativement grande (> 1 um), elles peuvent décanter naturellement avec le temps.

- **Les Systèmes colloïdaux (Colloïdes)**

Ce sont des particules extrêmement petites (entre 1 nm et1 um) qui possèdent une surface spécifique très élevée. En milieu aqueux, ces colloïdes développent des charges électriques superficielles (généralement négatives). Les forces de répulsion électrostatique qui s'exercent entre eux (forces de Van der Waals insuffisantes face au potentiel Zêta) l'emportent sur les forces de gravité. Par conséquent, ces suspensions possédant une stabilité thermodynamique remarquable et ne peuvent jamais décanter spontanément, maintenant l'eau dans un état trouble permanent **(Gaujou, 1955)**. La figure (I. 2) schématise la configuration de cette double couche électrique autour de la particule ainsi que l'atténuation du potentiel électrique.

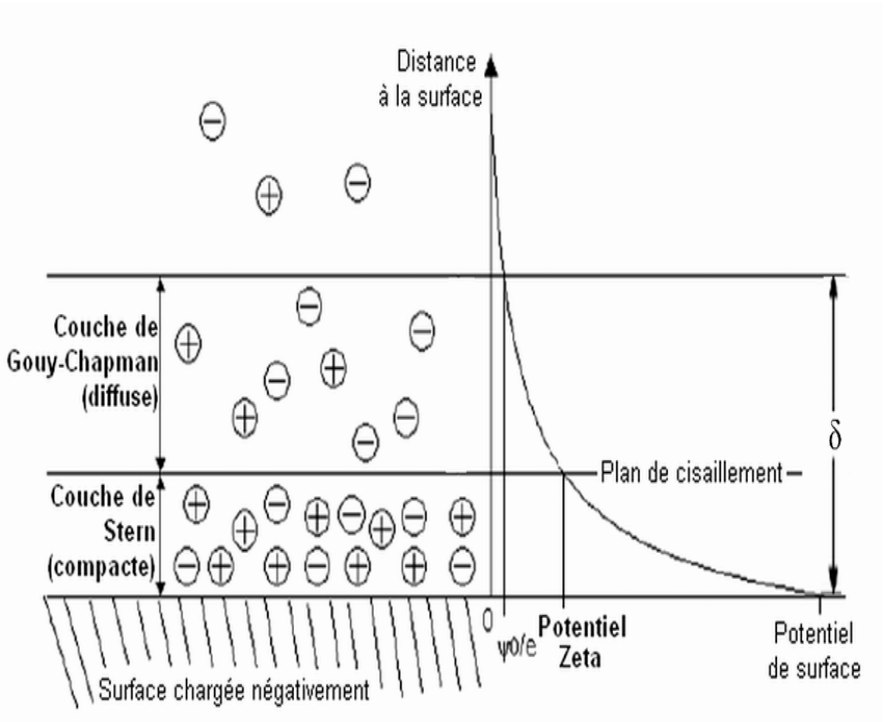


Figure I.2 : Structure de la double couche électrique et représentation du potentiel zêta d'une particule colloïdale (**Gaujou, 1995**).

D'où l'intérêt crucial d'introduire un procédé de déstabilisation de ces charges, tel que l'électrocoagulation, pour neutraliser ces barrières électriques, favoriser l'agglomération des particules sous forme de flocs et permettre leur séparation efficace par décantation ou filtration **(Hernández, 2006)**. La figure (I.3) illustre les étapes successives de ce mécanisme de déstabilisation et de croissance des flocs.

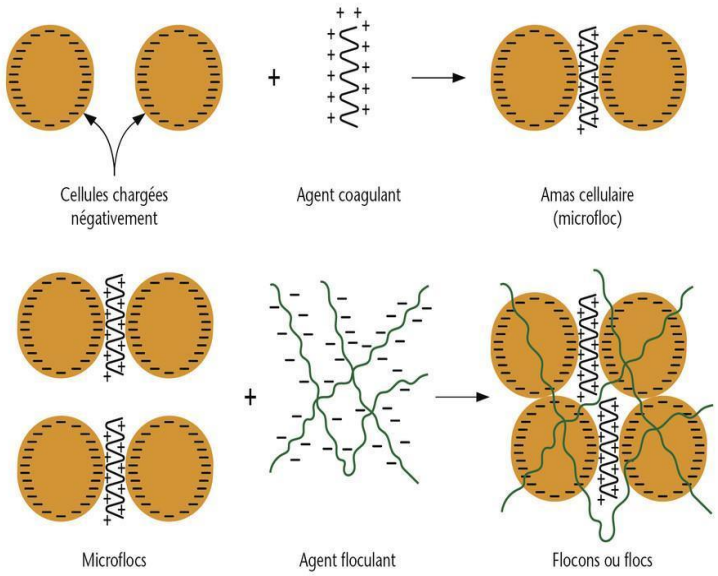


Figure I.3 : Mécanisme de déstabilisation des colloïdes et processus de formation des flocs (**Hernàndez, 2006**).

I. 5. Normes de potabilité et de qualité des eaux en Algérie

Conformément à la réglementation algérienne, notamment le **Décret exécutif n° 14-96** (fixant les critères de qualité des eaux destinées à la consommation humaine), les eaux doivent répondre à des exigences strictes. Ces normes sont réparties en plusieurs catégories de paramètres définissant la conformité sanitaire et physico-chimique :

- **Paramètres Organoleptiques et Physico-chimiques**

Ces paramètres définissent la qualité esthétique, le confort d'utilisation et la composition minérale de base de l'eau. Le Tableau (I.1) rassemble les valeurs limites fixées par la réglementation algérienne pour ces critères.

Tableau I.2 : Paramètres organoleptiques et physico-chimiques des eaux destinées à la consommation humaine (Décret exécutif n° 14-96). 4/03/2014

Paramètres	Normes Algériennes (Valeurs limites)	Signification / Impact
Turbidité	≤ 5 NTU	Clarté de l'eau (Objectif principal de la clarification).
pH	6,5 ≤ pH ≤ 8,5	Équilibre acido-basique.
Conductivité électrique (à 20°C)	≤ 2800 uS/cm	Degré de minéralisation globale (Salinité).
Température	≤ 25 °C	Facteur cinétique et biologique.
Couleur	≤ 20 mg/L Pt/Co	Présence de matières colloïdales ou organiques.

La Figure I.4 met en évidence le principe optique de la mesure de la turbidité réglementaire (limite fixée à ≤ 5 NTU) par néphélométrie à 90° à l'aide d'un turbidimètre.

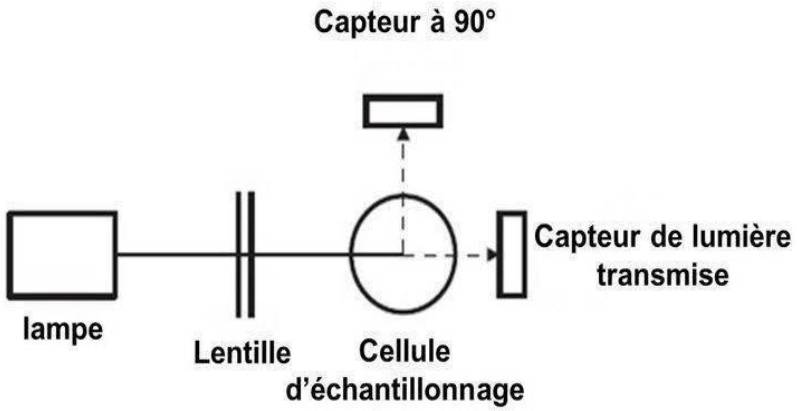


Figure I ;4 : Principe de mesure de la turbidité par néphélométrie à 90° (ISO 7027).

- **Paramètres Chimiques (Substances Indésirables et Toxiques)**

Ils concernent les ions dissous et les nutriments principalement liés à la pollution agricole, urbaine ou industrielle. Le Tableau (I.3) récapitule les concentrations maximales admissibles ainsi que l'origine de ces éléments indésirables et toxiques **(Décret exécutif n°14-96)**.

Tableau I.3: Paramètre chimiques et limites de qualité des substances indésirables et toxiques (Décret exécutif n° 14-96). 4/03/2014

Paramètres	**Limites de qualité (mg/L)**	**Origine / Problématique**
Nitrates (NO_3^-)	$\leq$ 50 mg/L	Pollution agricole (Engrais) / Risque de méthémoglobinémie.
Nitrites (NO_2^-)	$\leq$ 0,5 mg/L	Indicateur d'une pollution organique récente.
Ammonium (NH_4^+)	$\leq$ 0,5 mg/L	Pollution urbaine ou industrielle.
Chlorures (Cl^-)	$\leq$ 500 mg/L	Influence le goût et la corrosivité de l'eau.
Sulfates (SO_4^{2-})	$\leq$ 400 mg/L	Origine géologique ou industrielle (Effet laxatif en excès).
Fer Total (Fe)	$\leq$ 0,3 mg/L	Métal indésirable (Tache le linge, donne un goût métallique).
Manganèse (Mn)	$\leq$ 0,05 mg/L	Entraîne des dépôts noirs dans les conduites.

- **Paramètres Microbiologiques**

La réglementation algérienne impose une absence totale des germes témoins de contamination fécale afin de protéger la santé publique contre les maladies à transmission hydrique. Le Tableau (I.4) spécifie les normes sanitaires strictes requises pour ces différents indicateurs bactériens.

Tableau I.4 : Paramètre microbiologiques et normes sanitaires des eaux de consommation (Décret exécutif n° 14-96). 4/03/2014

Paramètres Microbiologiques	**Valeur limite (UFC / Volume d'échantillon)**
Coliformes totaux	0 / 100 mL
Escherichia coli (E. coli)	0 / 100 mL
Entérocoques intestinaux	0 / 100 mL
Spores de bactéries sulfito-réductrices	0 / 20 mL

I. 6. Procédés de clarification conventionnels

La clarification est une étape fondamentale et indispensable dans le schéma classique de traitement des eaux de surface. Elle a pour objectif principal l'élimination de la turbidité, des matières en suspension (MES) ainsi que des substances colloïdales qui altèrent la qualité de l'eau **(Degrémont, 2005)**. Dans les stations de traitement conventionnelles, cette opération de séparation solide-liquide repose sur une succession de processus physico-chimiques complémentaires, à savoir la coagulation-floculation chimique, suivie de la décantation et de la filtration granulaire **(Bratby, 2016)**.

I. 6. 1. La coagulation-floculation chimique

Les particules colloïdales responsables de la turbidité des eaux de surface possèdent une stabilité remarquable due à la présence de charges électriques négatives à leur surface. Ces charges induisent des forces de répulsion électrostatique qui empêchent le rapprochement, l'agglomération et la sédimentation naturelle de ces particules **(Gregory, 2006)**.

a) La coagulation

La coagulation consiste à déstabiliser ces suspensions colloïdales par l'introduction d'un réactif chimique appelé coagulant. Les sels d'aluminium, en particulier le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3.18H_2O$), sont les plus largement utilisés dans ce procédé.

Lors de son introduction, le sulfate d'aluminium se dissocie immédiatement dans l'eau selon la réaction suivante :

$$Al_2(SO_4)_3.18H_2O \longrightarrow 2Al^{3+} + 3SO^2{}_4{}^- + 18H_2O$$

Les cations Al^{3+} formés neutralisent instantanément les charges négatives des colloïdes. Par la suite, ces ions s'hydrolysent rapidement pour former une série d'espèces monomériques et Polymériques hydroxylées (telles que $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2{}^{4+}$) qui s'adsorbent fortement sur les particules **(Duan et Gregory, 2003)**.

En fonction du pH du milieu, il se forme un précipité d'hydroxyde d'aluminium insoluble selon l'équilibre :

$$Al^{3+} + 3H_2O \longrightarrow Al(OH)_3(s) + 3H^+$$

Ce précipité amorphe $Al(OH)_3$ se développe sous forme de réseaux tridimensionnels piégeant physiquement les micro-particules lors de sa sédimentation, un mécanisme connu sous le nom de coagulation par balayage (sweep coagulation). Le principe global des étapes

de déstabilisation et de regroupement des particules est illustré dans la figure (I. 5). Cette étape requiert une agitation rapide et intense pour assurer une dispersion homogène du réactif.

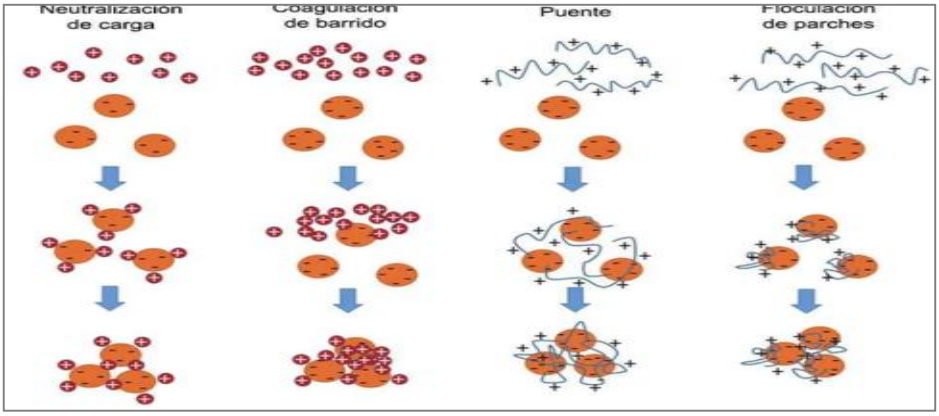


Figure I.5 : Principe globale du processus de coagulation-floculation et sédimentation

b) La floculation

La floculation succède immédiatement à la coagulation. Son but est de favoriser le contact entre les micro-flocs déstabilisés afin de les agglomérer en structures plus volumineuses et plus denses, appelées "flocs", capables de décanter facilement. Contrairement à la coagulation, la floculation nécessite une agitation lente et modérée pour permettre la croissance des flocs tout en évitant leur rupture par cisaillement **(Zeta, 2012).** L'usage de polymères organiques (adjuvants) est parfois requis pour ponter les flocs entre eux.

I. 6. 2. La décantation et la filtration

Une fois les flocs formés et stabilisés, l'eau subit deux étapes successives de séparation physique :

a) La décantation

C'est un procédé de séparation gravitaire où les flocs, possédant une densité supérieure à celle de l'eau, se déposent au fond d'un bassin de décantation sous l'effet de leur propre poids **(Crittenden et al., 2012)**. La vitesse de sédimentation Vs de ces particules est régie par la loi de Stokes :

$$Vs = g .d^2 .(\rho_p - \rho_l) / 18 .u$$

Où g est l'accélération de la pesanteur, des la dimensions de la particule solide, ρ_p et ρ_l les masses volumiques respectives de particule solide et du liquide, et u la viscosité dynamique de l'eau. Comme le montre la figure (I. 6), l'eau clarifiée est ensuite récupérée par surverse dans la zone supérieure tandis que les flocs décantés s'accumulent au fond du bassin.

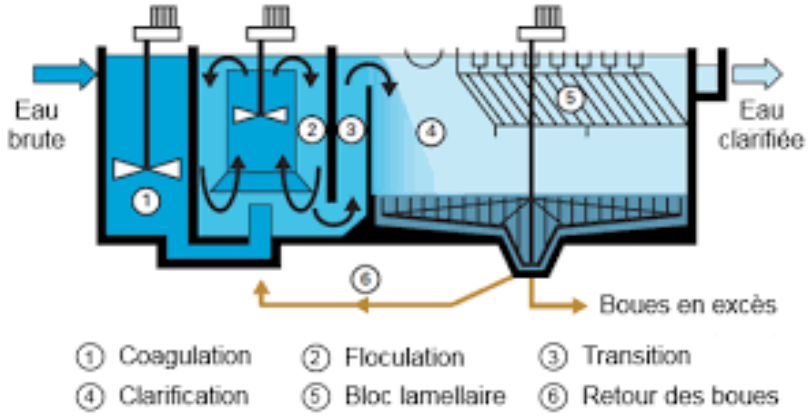


Figure I.6 : Schéma technique d'un décanteur lamellaire conventionnel avec zone de surverse.

b) La filtration

Bien que la décantation élimine la majeure partie de la charge polluante, les flocs les plus légers ou de petite taille restent en suspension dans l'eau décantée. La filtration consiste à faire passer cette eau à travers un milieu poreux granulaire, généralement un lit de sable de silice **(Amirtharajah, 1988)**.

Les mécanismes de rétention, qui combinent le criblage mécanique des particules macroscopiques et l'adsorption des micro-particules à la surface des grains de sable grâce aux forces de Van der Waals, sont représentés dans la figure (I. 7) **(Adadin, 2015)**.

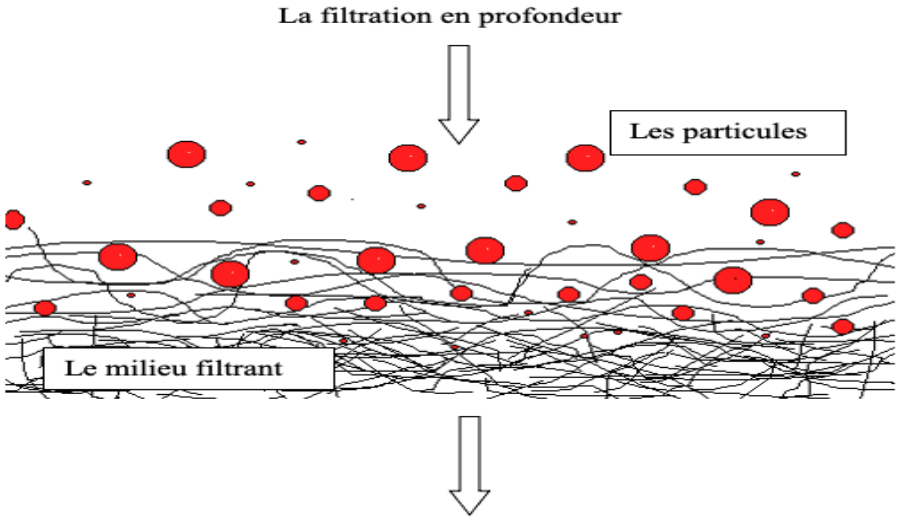


Figure I.7 : Mécanisme de rétention des particules par filtration en profondeur.

I. 7. Les limites du traitement chimique classique

Malgré l'efficacité prouvée des procédés de clarification conventionnels dans la réduction de la turbidité des eaux de surface, le traitement chimique classique présente aujourd'hui plusieurs limites environnementales, économiques et techniques majeures :

- **Production massive de boues hydrophiles**

L'utilisation de fortes doses de coagulants chimiques (comme le sulfate d'aluminium) génère une quantité considérable de boues volumineuses et gorgées d'eau. Ces boues sont difficiles à déshydrater et posent un problème majeur de gestion, de coût et de stockage **(Bratby, 2016)**.

- **Risque sanitaires liés à l'aluminium résiduel**

Une mauvaise optimisation des doses de sulfate d'aluminium ou des variations brusques du pH peuvent entraîner la présence d'aluminium résiduel dans l'eau traitée. Des études épidémiologiques ont lié la neurotoxicité de l'aluminium à des risques de maladies neurodégénératives, notamment la maladie d'Alzheimer **(Flaten, 2001)**.

- **Dépendance vis-à-vis du pH et de la température**

L'efficacité de la coagulation chimique dépend strictement d'une plage de pH très étroite (généralement entre 6,5 et 7,5 pour l'aluminium). De plus, les basses températures de l'eau en hiver ralentissent considérablement la cinétique d'hydrolyse chimique **(Duan et Gregory, 2003)**.

- **Cout des réactifs et acidification de l'eau**

L'injection continue de coagulants augmente les coûts d'exploitation et induit une diminution de l'alcalinité de l'eau, nécessitant souvent une étape de neutralisation corrective.

I. 8. Conclusion

En conclusion, ce premier chapitre nous a permis de dresser un état des lieux global sur les ressources en eaux de surface et l'importance cruciale de leur clarification pour répondre aux normes de potabilité strictes (notamment le décret exécutif algérien N° 14-96). Si la filière conventionnelle (Coagulation-Floculation, Décantation, Filtration) reste la plus répandue, ses contraintes environnementales et sanitaires, liées notamment à la manipulation des réactifs chimiques et à la production de boues à base d'aluminium, imposent la recherche d'alternatives plus écologiques, plus efficaces et durables.

C'est dans cette perspective que s'inscrit notre travail, qui explore le procédé d'électrocoagulation comme méthode alternative, propre et innovante pour la clarification des eaux de surface, un procédé que nous détaillerons minutieusement dans le chapitre suivant

Chapitre II

Le procédé d'électrocoagulation (EC)

II. 1. Introduction

L'essor industriel et la pression accrue sur les ressources hydriques ont entraîné une augmentation critique du volume des effluents pollués, rendant indispensable le développement de technologies d'épuration performantes. Traditionnellement, le procédé de coagulation-floculation chimique est largement utilisé pour éliminer la turbidité et les suspensions colloïdales. Cependant, cette méthode classique souffre de limites majeures, notamment la consommation massive de réactifs chimiques exogènes qui accroît la salinité des eaux traitées et génère un volume important de boues difficiles à déshydrater.

Pour pallier ces inconvénients, les technologies électrochimiques sont apparues comme une alternative écologique prometteuse, en particulier l'électrocoagulation (EC). Ce procédé repose sur la génération in situ et autonome d'agents coagulants par la dissolution forcée d'électrodes sacrificielles (telles que l'aluminium) sous l'effet d'un courant électrique continu. L'électrocoagulation se distingue par sa haute efficacité épuratoire, la simplicité de ses équipements et une réduction significative des résidus solides.

Ce chapitre est dédié à l'étude théorique approfondie de cette technique. Nous y aborderons les mécanismes réactionnels aux interfaces électrode-solution, l'influence des principaux paramètres opératoires (courant, pH, temps) sur le rendement du procédé, tout en mettant en évidence la grande pureté des hydroxydes obtenus pour leur valorisation future en tant que précurseurs dans la synthèse de nano-matériaux.

II. 2. Définition de l'électrocoagulation

L'électrocoagulation (EC) constitue une technique électrochimique performante largement mobilisée pour le traitement et l'épuration des eaux. Son mécanisme repose sur la génération *in situ* d'espèces coagulantes par la dissolution anodique d'électrodes sacrificielles (généralement constituées d'aluminium ou de fer). L'application d'un courant électrique permet un contrôle rigoureux du flux d'ions métalliques libérés, favorisant ainsi les phénomènes de coagulation et de floculation des polluants.

La polyvalence de l'électrocoagulation dans le traitement de divers effluents liquides est étayée par de nombreuses études scientifiques attestant de son efficacité épuratoire. Le tableau suivant synthétise quelques applications représentatives de cette technologie :

Tableau II.1 : Quelques exemples illustratifs du traitement par électrocoagulation.

Année	Électrodes	Paramètres de polluants	Rendement	Effluent
2007	Al et Fe	Métaux lourds (As, Cr)	78 à 99,6 % (métaux lourds)	**Eau chromée**
2003	Al et Fe	DCO, MES, COT, Turbidité	98 % (turbidité), 77 % (DCO)	**Effluents textiles**
2008	Al et Fe	DCO, Azote, germes pathogènes, turbidité	82 à 86 % (DCO)	**Effluent d'agro-industries**
2006	Al et Fe	Phosphate	100 % (phosphate)	**Eaux usées phosphatées**
2008	Al	Fluorure	6 mg/l à < 1 mg/l	**Eau de consommation**

II. 3. Principe de fonctionnement

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 découlent sont susceptibles de provoquer la coagulation et la 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).**

II. 3. 1. Description de la cellule électrolytique

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

En effet, ce champ électrique engendre un mouvement d'ions et de particules chargées au sein du réacteur, les composés de l'eau polluée dans ce cas sont alors capturés par

complexation ou attraction électrostatique. Généralement, cette cellule électrolytique se compose d'un bac (réacteur) contenant la solution à traiter, dans lequel est immergé un système d'électrodes parallèles (anodes et cathodes) reliées à un générateur de courant continu. La géométrie de la cellule et l'espacement entre ces plaques sont optimisés pour assurer une distribution homogène du champ électrique et maximiser le contact entre les ions libérés et les polluants.

La configuration expérimentale de la cellule, comprenant le générateur de courant continu ainsi que les dispositifs de mesure (ampèremètre et voltmètre), est représentée par la (Figure II.1).

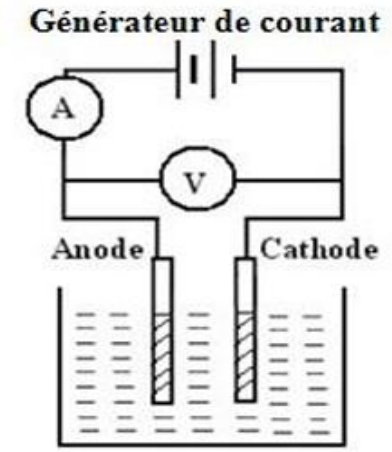


Figure II.1 : Schéma du montage expérimental de la cellule d'électrocoagulation

II. 3. 2. Rôle de l'anode et de la cathode

D'après le principe du procédé d'électrocoagulation décrit, l'anode et la cathode exercent des rôles fondamentaux et complémentaires sous l'action du champ électrique appliqué :

- **Le rôle de l'anode**

  Elle subit une dissolution pour générer *in situ* des ions métalliques (Fe^{2+} ou Al^{3+}). L'action du champ électrique crée un mouvement de ces ions et des particules chargées, permettant ainsi de piéger les composés de l'eau polluée par complexation ou par attraction électrostatique (Bennajah, 2007 ; Rovel, 1947).

- **Le rôle de la cathode**

Elle est le siège d'un dégagement de gaz d'hydrogène (H_2) sous forme de microbulles. Ce dégagement gazeux assure un rôle mécanique en conduisant à la flottation des particules éliminées par leur entraînement vers la surface de la solution à traiter, permettant ainsi de rassembler les matières en suspension sous forme de flocs (Zodi, 2012).

II. 4. Mécanismes et réactions chimique

L'application de courant ou de champ électrique est responsable du déclenchement et de 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.

De manière générale, les principales réactions qui se déroulent aux électrodes sont (Mollah et al., 2001).

À l'anode :

L'oxydation du métal : $M \rightarrow M^{n+} + n\ e^{-}$…….(2.1)

L'oxydation de l'eau : $2H_2O \rightarrow 4H^{+} + O_2 + 4e^{-}$…….(2.2)

À la cathode :

La réduction de l'eau : $2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_2 + 2OH^{-}$…….(2.3)

II. 4. 1. Réaction à l'anode

Au niveau de l'anode, qui est le lieu d'oxydation, le métal va passer de l'état solide à l'état ionique (aqueux) selon la réaction suivante :

$Al_{(s)} \rightarrow Al^{3+}_{(aq)} + 3e^{-}$ ..... (2.4)

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

$2H_2O_{(l)} \rightarrow O_{2(g)} + 4H^{+}_{(aq)} + 4e^{-}$ ..... (2.5)

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 $Al(OH)_2^{+}$ à un pH relativement bas. Ces espèces sont ensuite transformées en $Al(OH)_3$.

Lesquels composés peuvent se condenser pour former des dimères tels que $Al_2(O)(OH)_4$ et $Al_2(OH)_2^{4+}$ ou encore d'autres composés polymériques plus complexes, c'est-à-dire que l'opération est étroitement liée et dépend du pH du milieu.

II. 4. 2. Réaction à la cathode

A la cathode, la réaction principale qui se déroule est la réduction du solvant (l'eau). Les réactions pouvant avoir lieu dépendent du pH de la solution à traiter. À des pH neutres ou basiques, l'hydrogène est produit selon la réaction suivante :

$2H_2O(l) + 2e^- \rightarrow H_2(g) + 2OH^-(aq)$ ..... (2.6)

Alors qu'en milieu acide, l'équation suivante décrit le mieux l'évolution de l'hydrogène à la cathode :

$2H^+(aq) + 2e^- \rightarrow H_2(g)$ ..... (2.7)

La 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'électrocoagulation (EC) quel que soit le type d'électrode utilisé.

II. 4. 3. Formation des hydroxydes et déstabilisation des colloïdes

La déstabilisation des colloïdes par électrocoagulation repose sur la formation d'espèces hydroxylées. La dissolution électrolytique des anodes d'aluminium produit des espèces cationiques comme Al^{3+} et $Al(OH)^{2+}$ à un pH relativement bas. Lorsque le pH augmente, ces espèces se transforment en $Al(OH)_3$ (hydroxyde d'aluminium), qui peut se condenser pour former des dimères, tels que $Al_2O(OH)_4$ et $Al_2(OH)_2^{4+}$, ou d'autres composés polymériques plus complexes (tels que $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$).

Le mécanisme d'élimination des polluants suit une succession de réactions en solution :

- **Génération des espèces :** L'oxydation anodique libère les ions métalliques ($Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^-$).....(2.8), tandis que la réduction cathodique produit des ions hydroxydes ($2H_2O + 2e^- \rightarrow H_2 + 2OH^-$).....(2.9)

- **Précipitation et Polymérisation :** En solution, les ions Al^{3+} réagissent avec l'eau et les ions OH^- pour former l'hydroxyde d'aluminium solide (amorphe) selon une série de réactions de condensation.
- **Floculation :** Ces hydroxydes forment des suspensions gélatineuses qui retiennent les polluants par deux processus principaux :
    - **Complexation ou attraction électrostatique :** Neutralisation des charges des colloïdes.
    - **Adsorption et Piégeage :** Les polluants sont adsorbés à la surface des flocs et entraînés par sédimentation ou flottation (grâce au dégagement de H_2)

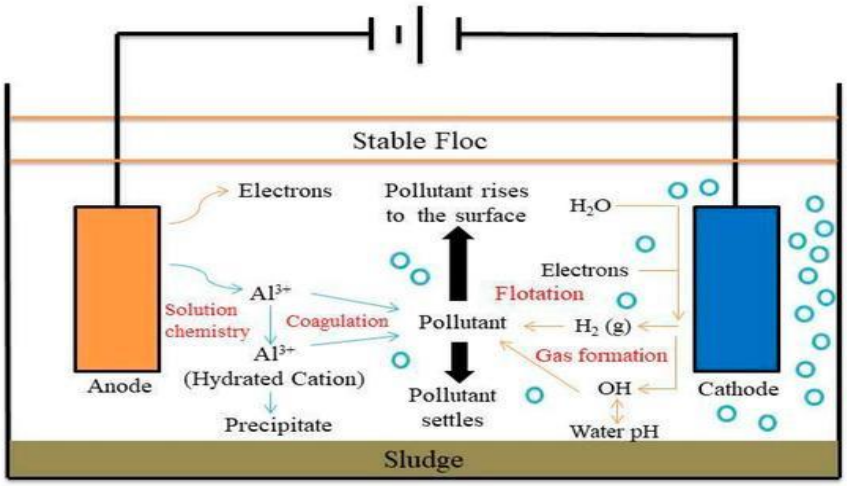


Figure II.2 : Mécanisme physico-chimique de l'électrocoagulation utilisant des électrodes en aluminium (Source : MDP)

II. 5. Paramètres influençant l'efficacité du ekecto coagulation

II. 5. 1. Densité de courant et tension

a) La Densité de courant

La densité de courant (j), exprimée en A/m2, représente le paramètre de contrôle opérationnel prédominant au sein du procédé d'électrocoagulation. Elle conditionne Conformément aux lois de Faraday, la masse libérée est régie par la masse électrochimique équivalente, qui varie selon la nature du métal : elle s'élève à 335,6 mg/(Ah) pour l'aluminium, contre 1041 mg/(Ah) pour le fer.

Il est à noter que l'efficacité du courant pour les électrodes en aluminium dépasse souvent le seuil théorique de 100 % (atteignant des valeurs situées entre 120 % et 140 %). Ce phénomène est principalement attribué à la corrosion par piqûres (pitting corrosion), particulièrement accentuée en présence d'ions chlorures. Cette efficacité est intrinsèquement liée à la densité de courant appliquée et à la nature des anions présents dans la solution. Des recherches récentes ont d'ailleurs démontré que l'application de fréquences sonores basses sur des électrodes de fer pouvait accroître cette efficacité de manière significative. Le choix de la densité de courant doit s'inscrire dans une approche systémique, prenant en compte d'autres paramètres tels que le pH, la température et le débit, afin d'optimiser le rendement global. À cet égard, plusieurs points méritent attention :

Autonomie et maintenance : Pour garantir un fonctionnement pérenne du système sans nécessiter d'interventions de maintenance fréquentes, une

densité de courant comprise entre 20 et 25 A/m^2 est généralement préconisée.

Risques de surintensité : Une densité de courant excessive s'avère contre-productive. Elle favorise le gaspillage d'énergie sous forme thermique et entraîne une chute significative de l'efficacité du courant.

Seuil de saturation : L'analyse des performances met en évidence l'existence d'une « charge critique ». Une fois ce seuil atteint, une augmentation supplémentaire du courant ne permet plus d'obtenir une amélioration substantielle de la qualité de l'effluent.

Enfin, la qualité de l'eau traitée demeure directement corrélée à la charge électrique appliquée, définie par le produit du courant par le temps (Ah). À cet effet, le tableau 2.2 synthétise les besoins théoriques en aluminium (Al3+) ainsi que la consommation énergétique préconisée pour l'abattement de divers polluants présents dans l'eau.

Tableau II.2 : Demande d'aluminium et consommation d'énergie pour éliminer les polluants de l'eau.

Pollutant	Unit / Quantity	Al^{3+}(mg) (Preliminary)	E(Wh/m^3) (Preliminary)	Al^{3+}(mg) (Purification)	E(Wh/m^3) (Purification)
Turbidity	1 mg	0.04–0.06	5–10	0.15–0.2	20–40
Color	1 unit	0.04–0.1	10–40	0.1–0.2	40–80
Silicates	1 mg SiO_2	0.2–0.3	20–60	1–2	100–200
Iron	1 mg Fe	0.3–0.4	30–80	1–1.5	100–200
Oxygen	1 mg O_2	0.5–1	40–200	2–5	80–800
Algae	1000	0.006–0.025	5–10	0.02–0.03	10–20
Bacteria	1000	0.01–0.04	5–20	0.15–0.2	40–80

b) La Tension

La tension totale nécessaire au fonctionnement de la cellule est donnée par l'équation suivante :

$$Uc = E_a - E_c + \eta_{Aa} + \eta_{Da} + \eta_{Dc} + \eta_{Ac} + R_s . I$$

Cette tension globale est constituée des éléments fondamentaux suivants :

- **Potentiels d'équilibre ($E_{0,A}$ et $E_{0,C}$) :** Représentent les potentiels réversibles respectifs de l'anode et de la cathode.
- **Surtensions d'activation ($\eta_{a,A}$ et $\eta_{a,C}$) :** Liées à l'énergie nécessaire pour franchir la barrière cinétique des réactions électrochimiques aux interfaces. Ces surtensions dépendent de la densité de courant.

- **Surtensions de diffusion ($\eta_{D,A}$ et $\eta_{D,C}$) :** Résultent des gradients de concentration des espèces réactives au voisinage des électrodes, induits par la cinétique limitée des phénomènes de diffusion et de convection.
- **Chute ohmique ($R_s \cdot I$) :** Représente la résistance du milieu électrolytique au passage du caurant.Cette composante entraîne une dissipation d'énergie par effet Joule, impactant le rendement énergétique de la cellule.

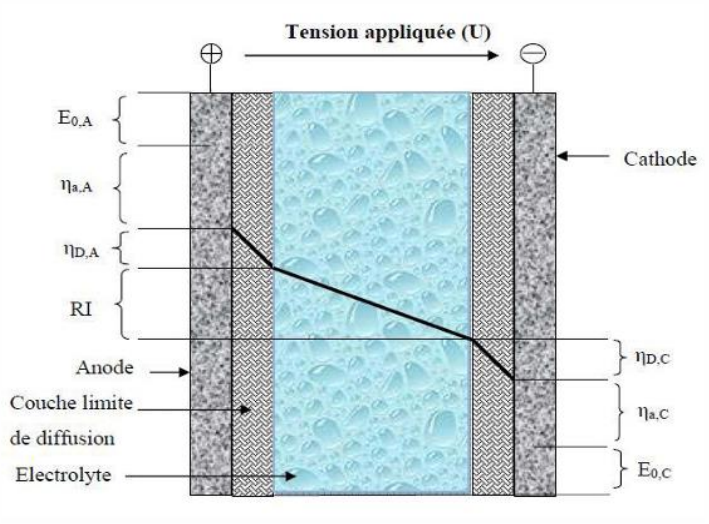


Figure II.3 : Décomposition de la tension d'une cellule d'électrocoagulation

II. 5. 2. pH initial de la solution

Le pH constitue un paramètre opérationnel critique dans le procédé d'électrocoagulation (EC), car il régit l'état de spéciation des espèces métalliques et influence directement le rendement épuratoire. Étant donné que les réactions d'hydrolyse des ions fer et aluminium sont pH-dépendantes, ce facteur joue un rôle prépondérant dans l'efficacité globale du traitement (Chen, 2004). Le pH de l'effluent brut impacte également la cinétique de génération des bulles de gaz ainsi que la solubilité des hydroxydes métalliques ($Al(OH)_3$ ou $Fe(OH)_2$) formés au cours de l'électrolyse.

Au cours du traitement, une variation du pH est observée. L'augmentation du pH dans les milieux initialement acides s'explique par la formation d'ions hydroxydes (OH^-) suite à la réduction de l'eau à la cathode (Vick et al., 1984). Inversement, la libération de protons (H^+) résultant d'une part de la formation des hydroxydes métalliques et d'autre part de l'oxydation de l'eau en oxygène tend à abaisser le pH de l'eau traitée (Chen, 2004).

Le diagramme de prédominance des espèces de l'aluminium en fonction du pH permet d'observer les dynamiques suivantes :

pH < 3 : Prédominance de la forme monomérique trivalente Al^{3+}, dont la concentration devient négligeable au-delà d'un pH de 6.

pH ≈ 3 : Apparition de l'espèce ionique $Al(OH)_2^+$, atteignant un pic de concentration vers pH 5.

Zone pH [5 - 8] : L'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_3$ est l'espèce dominante, avec un maximum vers pH 6,5.

pH > 6 : Début de formation de l'ion $Al(OH)^{4-}$, qui atteint 90 % vers pH 9,5.

pH > 11 : Prédominance des complexes anioniques $Al(OH)_4^-$ et $Al(OH)_5^{2-}$.

II. 5. 3. Temps d'électrolyse

Le temps d'électrolyse joue un rôle fondamental sur l'efficacité du procédé d'électrocoagulation, dans la mesure où cette technique exploite l'application d'un courant électrique pour assurer la coagulation et la précipitation des particules polluantes présentes dans le milieu liquide. Par conséquent, cette durée constitue un paramètre déterminant pour le bon déroulement du traitement, car elle conditionne l'ensemble de la réaction électrochimique nécessaire à l'élimination efficace des contaminants.

II. 5. 4. Nature et disposition des électrodes

a) Nature

Le choix du matériau constitutif des électrodes représente un paramètre déterminant dans l'efficacité du procédé d'électrocoagulation (EC). Les métaux les plus largement documentés et utilisés à cet effet sont le fer et l'aluminium, principalement en raison de leur coût abordable, de leur disponibilité sur le marché et de leurs performances éprouvées dans diverses applications de traitement des eaux. Afin d'offrir une vision synthétique des caractéristiques techniques et économiques des principaux matériaux utilisés, le tableau suivant présente une étude comparative :

Tableau II.3 : Comparaison des caractéristiques techniques et économiques des matériaux d'électrodes

Electrode	Durabilité	Coût	Application	Efficacité
Fer	Moyenne	Faible	Précipitation des phosphates, métaux lourds	Bonne
Aluminium	Moyenne	Modéré	Particules colloïdales, matières organiques	Très bonne
Carbone	Moyenne	Faible	Eaux peu corrosives	Moyenne
Titane	Très élevée	Élevé	Milieux corrosifs	Excellente

- **Électrodes en aluminium :** Très prisées pour leur légèreté et leur conductivité électrique élevée, elles favorisent une coagulation optimale des particules et une production efficace de flocs, permettant ainsi une clarification performante du milieu traité.
- **Électrodes en fer :** Plus économiques, elles se révèlent particulièrement adaptées à la précipitation des métaux lourds et à l'élimination de contaminants spécifiques. Néanmoins, leur utilisation peut requérir des traitements de surface complémentaires afin de prévenir les phénomènes de corrosion.

Par ailleurs, l'efficience du réacteur d'électrolyse ne repose pas uniquement sur la nature chimique des matériaux, mais dépend également de facteurs physiques tels que l'état de surface des électrodes (lisse ou rugueux) et le niveau d'agitation du milieu. Ces paramètres influencent directement la **surtension de transfert** (ou surtension d'activation), un indicateur fondamental pour évaluer la capacité d'une électrode à faciliter l'échange électronique à sa surface, conditionnant ainsi la performance globale du système.

b) Disposition des électrodes

La conception d'une cellule d'électrocoagulation repose sur la disposition et le branchement des électrodes. Initialement, une cellule élémentaire est constituée d'une anode et d'une cathode directement reliées à une source d'alimentation externe . Cependant, cette configuration simple présente des limites opérationnelles significatives à long terme:

1. **Déséquilibre cinétique :** La cathode subit une perte d'efficacité progressive, tandis que l'anode est progressivement consommée par oxydation, ce qui altère inévitablement les performances du traitement au cours du temps.
2. **Exigences dimensionnelles :** Cette structure impose des surfaces d'électrodes excessivement vastes pour garantir une solubilisation métallique suffisante.

Face à ces contraintes, l'utilisation de configurations plus élaborées, illustrées dans les (**Figure II.4)**, (**Figure II.5)** et (**Figure II.6)**, est largement préconisée. L'insertion d'électrodes dites « sacrificielles » entre l'anode et la cathode maîtresses permet d'accroître significativement la surface réactive. Cette approche diminue le potentiel de dissolution de l'anode maîtresse tout en limitant les réactions secondaires indésirables, telles que la réduction ou le dépôt de

Substances à la cathode. Bien que les dispositifs présentés intègrent deux électrodes sacrificielles, il est tout à fait possible d'en regrouper davantage. Les modes de branchement se déclinent comme suit :

- **Configuration monopolaire en parallèle :** Cette méthode exige une connexion électrique systématique reliant toutes les anodes (maîtresse et sacrificielles) entre elles, ainsi que toutes les cathodes entre elles.

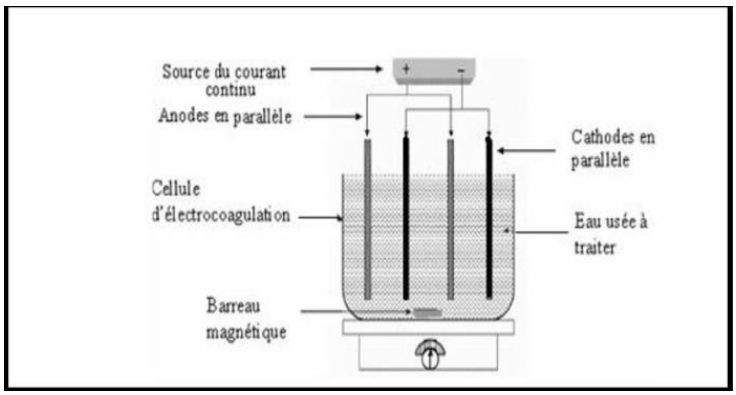


Figure II.4 : Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires.

- **Configuration monopolaire en série :** Dans ce cas, les électrodes sacrificielles ne sont pas raccordées aux électrodes maîtresses, mais sont reliées entre elles par paires (formant ainsi une anode et une cathode successives).

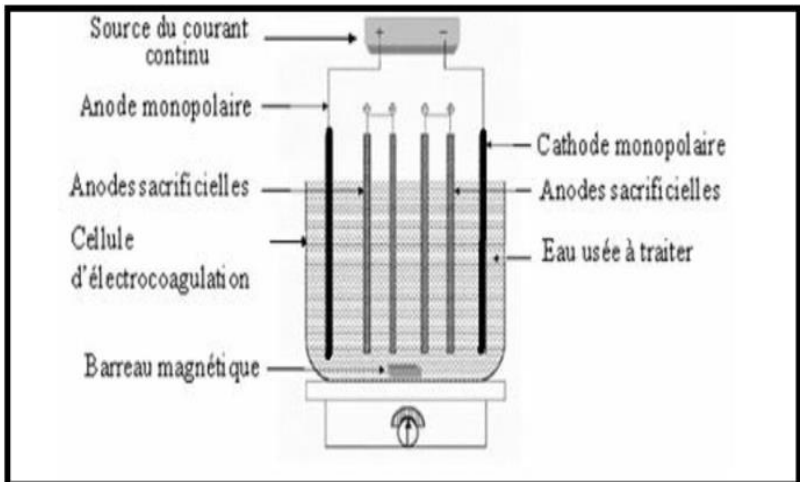


Figure II.5 : Connexion en série d'électrodes monopolaires

- **Configuration bipolaire :** Cette disposition, particulièrement populaire, utilise des électrodes sacrificielles sans connexion électrique directe avec la source d'alimentation. Ces électrodes se polarisent par induction lors du passage du courant, présentant une face positive et une face négative. Outre la réduction des connexions physiques nécessaires, cette configuration offre des rendements épuratoires supérieurs, une maintenance facilitée et une plus grande souplesse dans le réglage de l'espacement inter-électrodes.

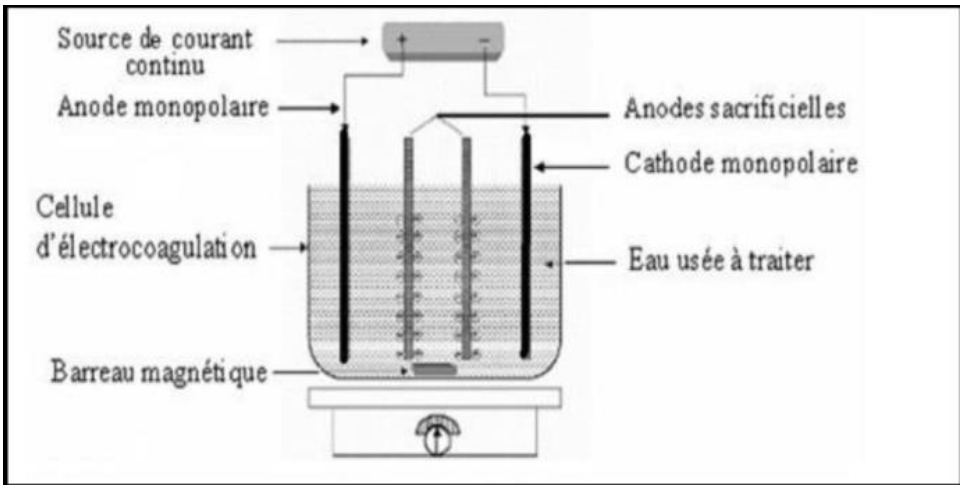


Figure II.6 : Connexion des électrodes bipolaires

Le (Tableau II.4) synthétise les caractéristiques électriques fondamentales (tension U et intensité *I*) pour chaque mode de connexion, en fonction du nombre total d'électrodes (*n*).

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

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

Il convient de souligner que le nombre d'électrodes intégrées dans une cellule d'électrocoagulation varie considérablement dans les travaux scientifiques. Si certaines études privilégient l'utilisation d'une simple paire **d'électrodes (El-Masry et al., 2004 ; Kumar et al., 2004 ; Phutdhawong et al., 2000),** d'autres configurations plus complexes peuvent mobiliser jusqu'à huit électrodes **(Beauchesne et al., 2005 ; Meunier et al., 2004).**

En réalité, l'efficacité du traitement ne dépend pas uniquement du nombre d'électrodes, mais surtout du mode de branchement choisi. La configuration adoptée doit donc être minutieusement sélectionnée en tenant compte des caractéristiques physico-chimiques spécifiques de l'effluent à traiter, ainsi que des contraintes matérielles et techniques du générateur de courant utilisé (Asselin, 2007).

II. 5. 5. Conductivité et distance inter-électrode

a) La Conductivité

La conductivité de l'effluent est un paramètre clé conditionnant l'efficacité du transfert ionique au sein de la cellule d'électrocoagulation (EC). Elle influence directement le rendement du courant, la tension appliquée ainsi que la consommation énergétique du procédé **(Chen et al., 2000 ; Daneshvar et al., 2006).** Une conductivité élevée est indispensable pour optimiser la

Dépense énergétique et raccourcir la durée du traitement **(Ilhan et al., 2008 ; Khandegar et Sroha, 2013).**

À l'inverse, une faible conductivité augmente la résistance ohmique du milieu, nécessitant une tension plus élevée pour maintenir le passage du courant, ce qui engendre un surcoût économique important. Pour pallier cette contrainte, l'ajout d'un électrolyte est préconisé. Le chlorure de sodium (NaCl) est l'additif le plus couramment utilisé en raison de son faible coût et de sa non-toxicité (Calvo et al., 2003). Outre l'amélioration de la conductivité, les ions chlorures (Cl^-) jouent un rôle protecteur en empêchant la formation d'un film passif (dépôts de calcium et de magnésium) à la surface des électrodes, phénomène qui réduirait le rendement du courant (Cames et al., 2001). Chen (2004) suggère une proportion optimale d'ions Cl^- d'environ 20 % pour garantir une bonne réactivité et contribuer à la désinfection des eaux par production de chlore in situ. Toutefois, une concentration excessive en sel doit être évitée, car elle peut accélérer la dissolution irrégulière des électrodes anodiques et réduire leur durée de vie.

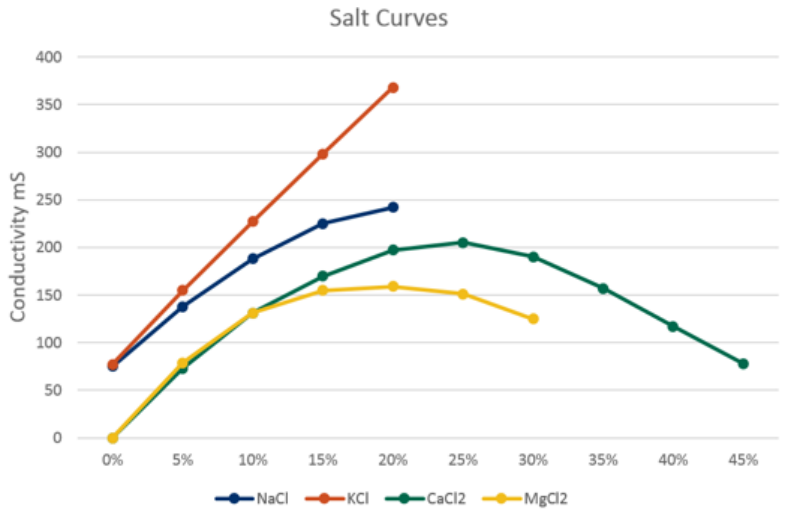


Figure II.7 : Comparaison de l'évolution de la conductivité électrique en fonction de la concentration pour différents sels (NaCl, KCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$). (Source : Adapté de Yokogawa, 2026)

b) La distance inter-électrodes

La distance inter-électrodes constitue un paramètre technique déterminant pour la qualité de l'épuration des eaux brutes. Ce paramètre doit être ajusté non seulement en fonction de la nature de l'effluent et de sa conductivité, mais également en tenant compte des risques d'encrassement et de la facilité de maintenance du système. Étant donné que la chute ohmique est directement corrélée à cette distance, toute variation de l'écartement influence les performances du traitement. En effet, à courant électrique constant, l'augmentation de la distance entre les électrodes accroît la résistance du milieu, ce qui entraîne une hausse de la consommation énergétique et de la température de la solution, impactant ainsi le rendement épuratoire.

L'importance de cet ajustement est largement documentée :

- **Bouhezila et al. (2011)** ont démontré 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.
- **Yu et al. (2005)** ont mis en évidence, lors de leurs travaux sur l'élimination du phosphore, qu'une distance optimale comprise entre 1 et 2 cm permet d'atteindre la

meilleure efficacité de traitement.en équilibrant le transfert de masse et la consommation énergétique.

L'agencement typique des électrodes et cet espace inter-électrodique sont illustrés dans la Figure (II.8) ci-dessous :

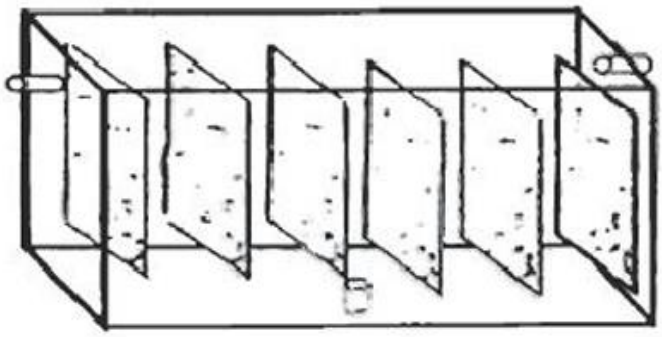


Figure II.8 : Cellule d'électrocoagulation avec électrodes plates et de dimensions rectangulaires

Enfin, il est à noter que la résistance ohmique du système peut être réduite soit par l'ajout d'un électrolyte (augmentant ainsi la conductivité), soit par la réduction de l'espacement entre les électrodes.

II. 6. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation

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

✓ Avantages de l'électrocoagulation

Parmi les arguments en faveur de l'électrocoagulation (EC), 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 pour accroître sa conductivité électrique, plusieurs études ont montré l'efficacité de l'EC sans aucune variation de la conductivité initiale du rejet. Cela permet d'éviter d'autres formes de traitement en aval et supprime les coûts engendrés par le transport et l'entreposage de réactifs chimiques.
2. Absence de polluants ajoutés : 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. Efficacité sur les colloïdes : Le procédé est très efficace pour les pollutions colloïdales très fines. Avec d'autres procédés comme la 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. Haut rendement épuratoire : Il est possible d'éliminer de 60 à 80% de la charge polluante (Rumeau, 1989).
5. Qualité organoleptique : L'eau usagée traitée par l'EC donne une eau de goût agréable, claire, sans couleur et inodore (Miquel, 1977). Cela diminue énormément les besoins en traitements biologiques subséquents, qui sont souvent plus lents et coûteux (Balais, 2004).

6. Biodégradabilité : L'électrocoagulation permet également d'augmenter la biodégradabilité de l'effluent, facilitant ainsi 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. Gestion optimisée des boues : 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. Gain de temps et compacité : L'utilisation de l'EC permet de réduire le temps de traitement ; ce procédé offre 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. Polyvalence oxydo-réductrice : L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tels que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfites, les chromates et les ions fluorures (Bennajah, 2007).

10. Élimination de la turbidité : Le procédé assure une élimination efficace de la turbidité et des composés organiques ayant une masse moléculaire élevée. L'EC produit également moins de résidus métalliques comparativement aux procédés de coagulation chimique (Ilhane et al., 2008).

11. Cinétique d'agglomération : L'application d'un champ électrique entre les électrodes entraîne les particules dans un mouvement plus rapide, facilitant de ce fait leur agglomération (Persin et Rumeau, 1989).

12. Effet bactéricide : 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).

13. Technologie des électrodes : 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).
14. Neutralisation des charges : De manière générale, lors de l'EC, un effet bactéricide peut être observé par neutralisation des charges bactériennes, ce qui constitue un avantage important du procédé.
15. Impact environnemental réduit : Il est nécessaire de mentionner que ce procédé n'a pas d'impacts importants sur l'environnement, et c'est pour cette raison que certains auteurs qualifient ce procédé d'« Electrocoagulation as an Eco-Friendly ».

✓ Inconvénients de l'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 Lai 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 pour 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 provoque 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 due à l'arrêt du procédé au cours de ces opérations (Gousmi, 2011).

II. 7. Conclusion

En guise de conclusion, ce chapitre a permis d'approfondir les fondements théoriques et les mécanismes électrochimiques régissant le procédé d'électrocoagulation. À travers l'étude des paramètres opératoires, notamment le rôle prépondérant de la densité de courant, du pH et de la nature des électrodes, nous avons mis en lumière la capacité de cette technologie à offrir une alternative efficiente et durable pour la clarification des eaux de surface.

La maîtrise de ces paramètres est cruciale pour optimiser le traitement des eaux de surface, caractérisées par leur variabilité en termes de turbidité et de charge organique. Si le procédé d'électrocoagulation se distingue par sa haute efficacité épuratoire et sa capacité à minimiser les résidus solides comparativement aux méthodes conventionnelles, sa performance en conditions réelles demeure étroitement liée à un ajustement rigoureux des conditions de fonctionnement. En synthèse, ce cadre théorique constitue le socle indispensable à notre démarche expérimentale.

Les connaissances ainsi acquises nous permettent désormais d'aborder, dans la partie expérimentale, la mise en œuvre de ce procédé pour le traitement effectif des eaux de surface, afin de valider l'abattement des polluants et d'évaluer la viabilité technique du système.

PARTIE II

ETUDE

EXPERIMENTALE

Chapitre III

Matériel et Mode opératoire

III. 1. Introduction

Ce chapitre est dédié à la description détaillée de la méthodologie expérimentale suivie au laboratoire pour la clarification des eaux de surface par le procédé d'électrocoagulation. Dans un premier temps, nous présentons l'origine de l'eau brute étudiée ainsi que les techniques de dopage artificiel utilisées pour simuler les eaux de forte turbidité (eaux de crues). Ensuite, nous décrivons l'ensemble des équipements de traitement (générateur de courant, cellule électrolytique, électrodes métalliques) et les instruments de mesure numérique employés pour le suivi des paramètres physico-chimiques. Enfin, le protocole opératoire strict et les expressions mathématiques servant à évaluer l'efficacité épuratoire et la consommation énergétique sont exposés.

III. 2. Produits et réactifs

Les produits chimiques et les réactifs utilisés dans cette étude sont nécessaires pour la préparation des suspensions artificielles et l'ajustement des conditions expérimentales. Ils sont résumés dans le Tableau III.1 ci-dessous :

Tableau III.1 : Liste des produits et réactifs utilisés.

Produits et Réactifs
L'argile
L'acide chlorhydrique (HCl 0.1 M)
L'hydroxyde de sodium (NaOH 0.1 M)
L'eau distillée

Échantillon de L'eau : Eau brute de la station d'Azzaba

III. 3. Matériels

Les matériels et les équipements utilisés lors de nos essais expérimentaux d'électrocoagulation au laboratoire sont présentés dans le tableau III. 2 ci-dessous :

Tableau III.2 : Matériels et appareillages utilisés lors des essais expérimentaux.

Verreries et instruments	Appareillage
- Bécher - Électrodes d'aluminium - Papier de verre - Barreau magnétique - Spatule - Entonnoir - Fiole jaugées - Pipettes graduées et Éprouvettes	- Balance analytique - Agitateur magnétique - pH-mètre - Générateur de courant continu - Turbidimètre

III. 3. 1. Électrodes utilisées

Les électrodes utilisées dans cette étude sont des plaques d'Aluminium (Al) disposées de manière parallèle (l'anode et la cathode). Ce sont des plaques rectangulaires perforées de dimensions 4.5 cm x 4 cm x 1 mm, comme illustré dans la Figure (III.1). Avant chaque essai expérimental, un prétraitement mécanique (polissage) à l'aide d'un papier de verre (papier abrasif) est rigoureusement appliqué afin d'éliminer la couche d'oxyde isolante et les impuretés accumulées sur la surface des électrodes.

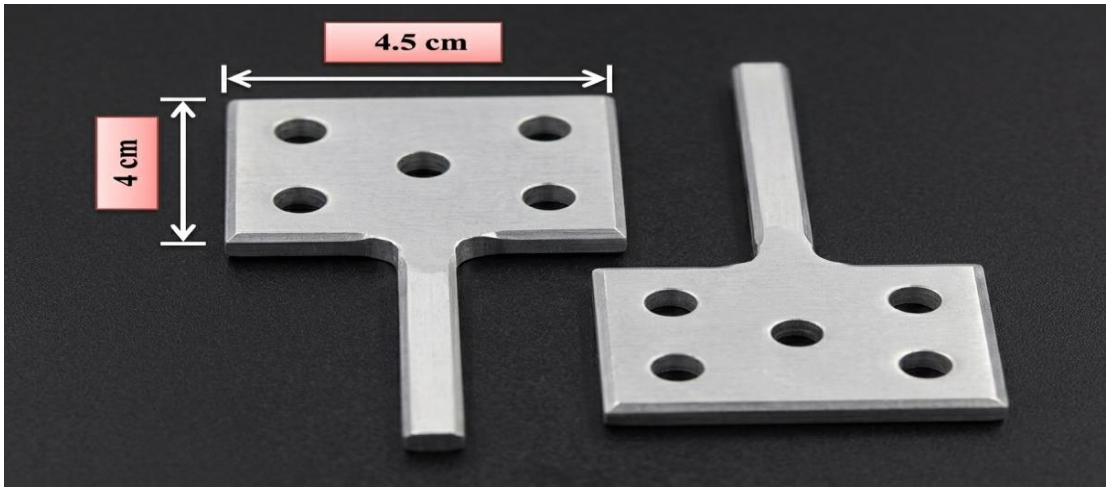


Figure III.1 : Électrodes d'Aluminium (Al) perforées utilisées lors des essais expérimentaux.

III. 3. 2. La cellule d'électrocoagulation

Le montage expérimental complet de l'unité d'électrocoagulation utilisé au laboratoire est représenté sur la Figure III.2. Ce dispositif est constitué des éléments essentiels suivants :

- **Une cellule électrolytique :** Un réacteur (bécher en verre de 1000 mL) contenant un volume utile de 500 mL d'eau à traiter.
- **Un système d'agitation :** Un agitateur magnétique permettant d'assurer l'homogénéisation continue de la solution.
- **Un générateur de courant continu :** Un bloc d'alimentation stabilisé servant à alimenter les électrodes en énergie électrique.
- **Un système de fixation :** Un support adapté pour maintenir les deux électrodes perforées verticalement, parallèlement et à une distance inter-électrode constante.
- Les ajustements du pH initial ainsi que le suivi des analyses sont réalisés précisément à l'aide d'un pH-mètre numérique et d'un turbidimètre.

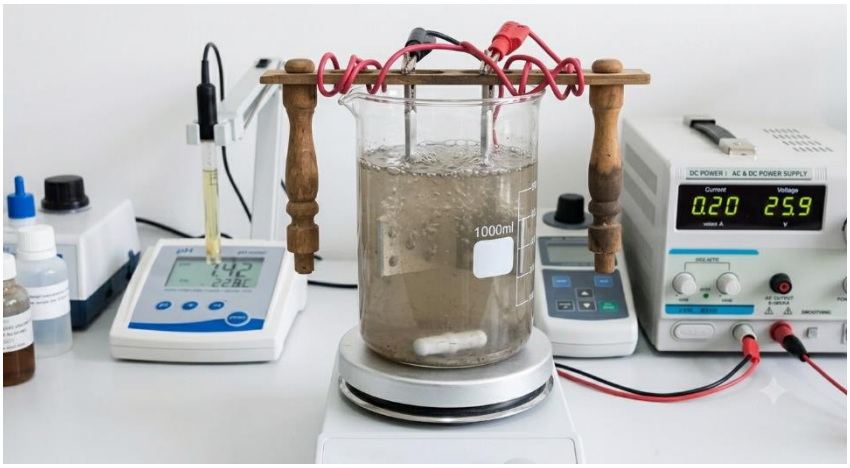


Figure III.2 : Dispositif expérimental complet pour le traitement par électrocoagulation.

III. 3. 3. Instruments de mesure

Pour assurer la fiabilité et la précision des données expérimentales recueillies, plusieurs instruments de mesure ont été utilisés tout au long de cette étude :

1) **pH-mètre numérique (inoLab pH 7310) :** Utilisé pour la mesure précise et le suivi du pH de la solution traitée (initial et final). L'ajustement du pH a été réalisé à l'aide de solutions d'acide chlorhydrique (HCl) et d'hydroxyde de sodium (NaOH).
2) **Turbidimètre :** Employé pour évaluer l'efficacité du procédé d'électrocoagulation par la mesure de la turbidité de l'eau avant et après chaque essai.
3) **Chronomètre :** Indispensable pour contrôler la durée précise de chaque étape de l'électrolyse.
4) **Agitateur magnétique :** Permet de maintenir une homogénéisation constante de la solution à une vitesse de 600 tr/min durant toute l'expérience.
5) **Conductimètre et Salinomètre :** Utilisés pour le suivi de la conductivité électrique (uS/cm) et du taux de salinité (g/L). Ces instruments sont équipés d'une **sonde de température intégrée**, permettant une mesure simultanée et automatique de la température des échantillons (°C).

III. 4. Mode opératoire

III.4.1. Préparation des échantillons d’eau

Deux types d'échantillons d'eau ont été étudiés :

Eau brute réelle : Un échantillon d'eau de surface brute prélevé directement à partir du barrage avant tout traitement de potabilisation.

Eau synthétique chargée : Afin de simuler une forte turbidité de l’eau, une solution artificielle a été préparée au laboratoire en introduisant rigoureusement **3.8 g** de l’argile naturel dans un volume de **0.5 L d'eau de barrage**. Le mélange est agité énergiquement pour homogénéiser la suspension avant caractérisation initiale.

III.4.2. Mise en œuvre expérimentale

Le protocole expérimental global adopté pour l'optimisation pas-à-pas des paramètres opératoires est illustré par le schéma synoptique de la Figure III.3 :

Etape Préalable : Prétraitement des Electrodes Polissage mécanique au papier abrasif + Eau distillée

↓

Etape 1 : Optimisation de l'intensité (I)

- Matrice : 0.5 L d'eau synthétique chargée en terre
- Paramètre : I = 0.1 , 0.2 , 0.3 et 0.4 A
- Conditions fixes : t = 30 min , Décantation = 30 min
- Résultat : Choix de l'intensité optimale (I = 0.2 A)

↓

Etape 2 : Optimisation du Temps (t)

- Matrice : 0.5 L d'eau synthétique chargée en argile
- Condition fixes : I optimale (0,2 A) , Décantation = 30 min
- Paramètre : t = 5 , 15 , 20 , 45 et 60 min
- Résultat : Fixation du temps d'électrolyse à 10 min (coagulation rapide) pour l'étude du pH

↓

Etape 3 : Optimisation du pH initial

- Matrice : 0.5 L d'eau synthétique (Nouvel échantillon)
- Conditions fixes : I optimale (0,2 A) , Décant = 30 min
- Paramètre : pH = 4 , 5 , 6 , 7 , 8 , 9 et 10 (HCl / NaOH)
- Traitement (20 min) : 10 min de mélange rapide + 10 min de mélange lente



Etape 4 : Etude Comparative (Essai à Blanc)

- Matrice : 0.5 L d'eau brute du barrage (sans argile).
- Paramètres étudiés : I = 0,1 A vs I = 0,2 A
- Suivi temporel : t = 15 , 20 , 30 , 45 et 60 min
- Objectif : Evaluation des performances de l'EC sur eau réelle

Figure III.3 : Schéma synoptique des étapes de la mise en œuvre de l'EC en laboratoire

IV.5. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons passé en revue les différentes techniques de traitement de l'eau, en mettant l'accent sur les principes et les mécanismes de l'électrocoagulation. Cette étude théorique nous a permis de poser les bases scientifiques nécessaires pour aborder nos résultats expérimentaux.

Chapitre IV

Résultats et discussions

IV. 1. Introduction

Ce chapitre est consacré à l'exploitation et à l'interprétation des résultats expérimentaux de l'électrocoagulation. L'objectif est d'analyser l'influence des paramètres opératoires (intensité, temps, pH initial) sur la clarification d'une eau synthétique chargée en argile puis de valider les conditions optimales sur l'eau brute réelle du barrage.

IV. 2. Qualité de l'eau utilisée

Pour simuler une forte charge en matières en suspension, une première eau synthétique a été préparée (3.8 g de l'argile broyé dans 0.5 L d'eau de barrage). Les caractéristiques physico-chimiques initiales de cette matrice, ainsi que celles de l'eau brute du barrage seule, sont consignées dans le Tableau IV.1 :

Tableau IV.1 : Caractéristiques physico-chimiques initiales des échantillons des eaux étudiées (Premier échantillon).

Paramètre	**Eau brute réelle (Barrage seul)**	**Eau synthétique chargée (Barrage + Argile)**
Masse de Argile	0 g	3,8 g
Volume d'eau	0,5 L	0,5 L
Concentration en MES	0 g/L	7,6 g/L
pH initial	8,43	8,39
Température	15,9 °C	17,8 °C
Conductivité électrique	939 µS/cm	854 µS/cm
Salinité	0,4 g/L	0,4 g/L
Turbidité	10,9 NTU	77,8 NTU

IV. 3. Conditions optimales de traitement

IV. 3. 1. Effet de l'intensité du courant (I)

L'évolution des paramètres étudiées (pH, turbidité, conductivité, salinité, température) après 30 min de traitement par électrocoagulation et 30 min de décantation en fonction de l'intensité du courant est présentée dans le Tableau IV.2 et illustrée par la Figure IV.1 :

Tableau IV.2 : Évolution des paramètres en fonction de l'intensité du courant.

Intensité (I,A)	pH	Turbidité (NTU)	Conductivité (µS/cm)	Salinité (g/L)	Température (°C)	Rendement (%)
0,1	8,37	48,7	893	0,4	21,4	37,40
0,2	8,37	14,5	828	0,3	21,4	81,36
0,3	8,38	27,8	808	0,3	21,5	64,26
0,4	8,40	54,6	722	0,3	21,6	29,82

D'après les résultats obtenus, nous avons pu remarquer que la turbidité initiale (77.8 NTU) diminue pour atteindre son minimum de 14.5 NTU à 0.2 A, ce qui correspond au rendement optimal. Cette amélioration est due à la libération suffisante d'hydroxydes métalliques qui neutralisent les charges des colloïdes en solution. Au-delà de cette valeur d'intensité (0,3 A et d'un excès de charges électriques positives. Par conséquent, une intensité de de courant de 0,2 A est donc retenue.

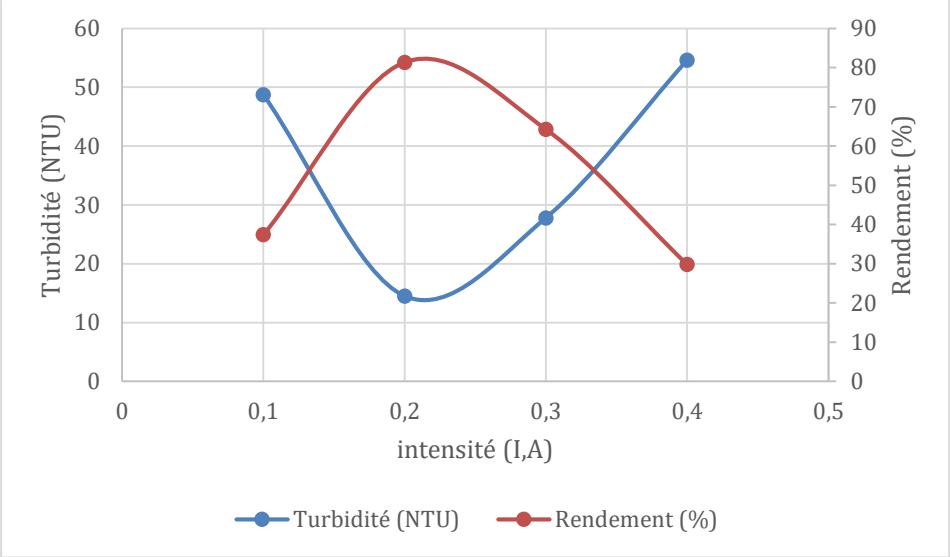


Figure IV.1 : Évolution de la turbidité finale en fonction de l'intensité du courant

IV.3.2. Effet du temps de traitement (t)

En fixant l'intensité du courant à 0,2 A, l'évolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la durée d'électrolyse est résumée dans le Tableau IV.3 et représentée sur la Figure IV.2 :

Tableau IV.3 : Évolution des paramètres physico-chimiques en fonction du temps de traitement

Temps (min)	pH	Turbidité (NTU)	Conductivité (µS/cm)	Salinité (g/L)	Température (°C)
5 min	8,40	45,8	821	0,3	23,3
15 min	8,25	48	773	0,3	23,7
20 min	8,29	57,3	749	0,3	24,2
45 min	8,25	50,5	683	0,3	23,8
60 min	8,25	49,6	633	0,2	23,7

Les résultats obtenus ont montré que l'abattement de la turbidité en fonction du temps de mélange rapide atteint son palier optimal après 15 minutes (48 NTU), générant la quantité nécessaire d'agents coagulants (des cations d'Aluminium). Au-delà de ce temps (notamment à 20 min), la turbidité remonte suite à la sur-électrolyse : l'agitation prolongée cisaille

mécaniquement les flocs formés et maintient les hydroxydes en suspension. Par la suite, une durée de 15 minutes est choisie comme optimale.

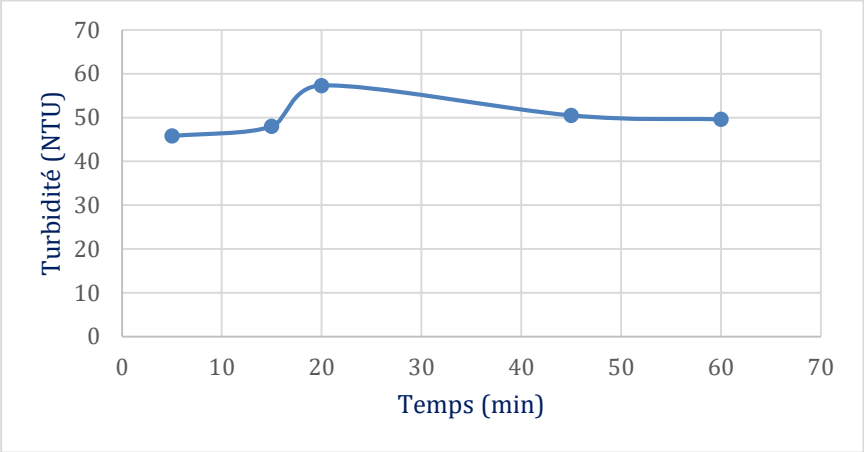


Figure IV.2 : Cinétique d'abattement de la turbidité en fonction du temps de traitement.

IV.3.3. Effet du pH initial

Suite à l'épuisement du premier échantillon d'eau, un nouveau prélèvement d'eau de barrage a été effectué pour préparer une seconde solution synthétique identique. Ses caractéristiques initiales sont présentées dans le Tableau IV.4. Cette eau est utilisée pour étudier l'effet de pH sur l'efficacité de l'EC. Nous avons fait varier le pH entre 4 et 10 en fixant les autres paramètres (temps, intensité).

Tableau IV.4 : Caractéristiques physico-chimiques initiales du deuxième échantillon d'eau.

Etat de l'échantillon	pH	Turbidité (NTU)	Salinité (g/L)	Conductivité (µS/cm)	Température (°C)
Eau brute (Avant ajout)	7,98	15,8	0,4	857	17,9
Eau synthétique (Après ajout d'argile)	7,81	32	0,4	867	18,9

Les résultats du traitement de l'eau par EC (à 0.2 A pendant 20 min : 10 min de coagulation rapide + 10 min de floculation lente) en fonction du pH initial sont regroupés dans le Tableau IV.5 et illustrés par la Figure IV.3 :

Tableau IV.5 : Évolution des paramètres physico-chimiques en fonction du pH initial.

pH initial	pH final	Conductivité (µS/cm)	Salinité (g/l)	Température (°C)	Turbidité (NTU)
4	5,53	1159	0,5	26,8	6,41
5	6,63	993	0,4	26,2	9,46
6	7,73	954	0,4	25,8	9,66
7	7,70	875	0,4	26,5	7,14
8	8,23	810	0,3	26,9	4,62
9	8,16	891	0,4	26,8	9,13
10	8,65	1012	0,4	26,6	9,04

D’après les résultats obtenus, nous avons pu observer que la clarification de l’eau est maximale à pH initial = 8 (4.62 NTU). Dans cette gamme de pH (7-8), les espèces métalliques précipitent majoritairement sous forme d'hydroxydes solides amorphes insolubles, idéaux pour capturer les particules colloïdes par coprécipitation (adsorption) sur leurs surfaces. En milieux très acides ou basiques, l'efficacité diminue car les espèces métalliques d’aluminium deviennent plus solubles.

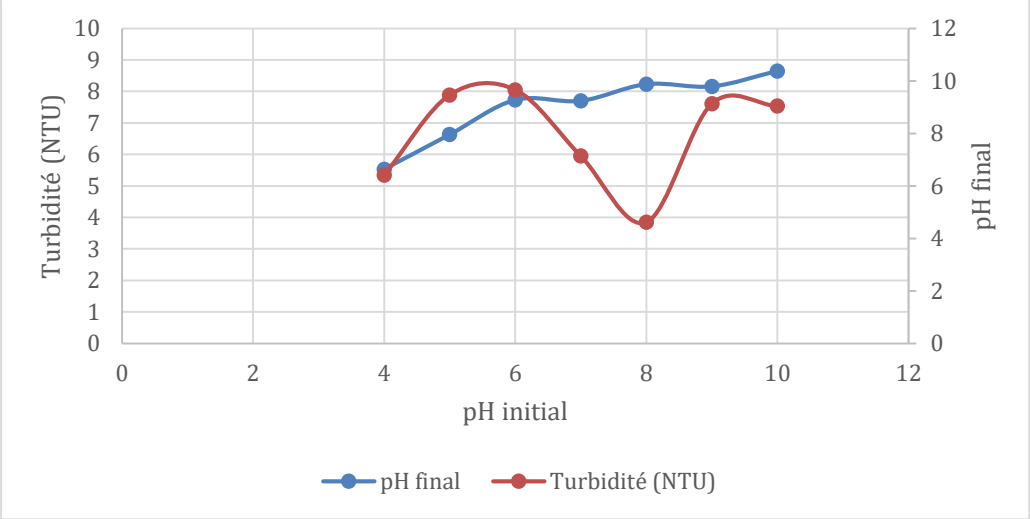


Figure IV.3 : Évolution de la turbidité finale en fonction du pH initial.

IV. 3. 4. Etude comparative sur l'eau brute du barrage

Le traitement de clarification par EC a été appliqué directement sur un troisième échantillon d'eau brute du barrage (sans ajout de l'argile) pour comparer les intensités de courant de 0.1 A et 0.2 A. Les caractéristiques initiales de cette eau brute sont présentées dans le Tableau IV.6 :

Tableau IV.6 : Caractéristiques initiales de l'eau brute du barrage (Troisième échantillon).

Paramètres	**Valeurs mesurées**
pH initial	8,35
Température	20,9
Conductivité électrique (µS/cm)	856
Salinité (g/l)	0,4
Turbidité (NTU)	16,4

Les résultats comparatifs après traitement sur toute la gamme des temps sont regroupés dans le Tableau IV.7 et illustrés par la Figure IV.4 :

Tableau IV.7 : Résultats comparatifs du traitement de l'eau brute pour I = 0.1 A et I = 0.2 A.

Temps **(min)**	Intensité **(A)**	pH	Turbidité **(NTU)**	Conductivité **(uS/cm)**	Salinité **(g/l)**	Température **(°C)**	Rendement **(0,2 A) (%)**
15 min	0,1	8,47	9,58	819	0,3	26,2	
	0,2	8,04	10,30	773	0,3	25,9	37,19
20 min	0,1	8,41	6,34	791	0,3	26,9	
	0,2	8,05	4,3	760	0,3	26,4	73,78
30 min	0,1	8,30	6,04	764	0,3	26,8	
	0,2	7,97	4,1	727	0,3	26,4	75,00
45 min	0,1	8,15	6,02	732	0,3	26,8	
	0,2	8,04	3,8	672	0,3	26,0	76,82
60 min	0,1	8,15	5,85	703	0,3	26,9	
	0,2	8,01	6,80	645	0,2	26,4	58,53

Les résultats obtenus mettent en évidence que l'efficacité du traitement augmente avec le temps de contact. Cette amélioration est observée jusqu'à atteindre 20 minutes, seuil à partir duquel la valeur de l'efficacité se stabilise pour les intensités de 0,1 A et 0,2 A. Toutefois, pour l'intensité de 0,2 A, nous avons remarqué une diminution de l'efficacité après 60 minutes, accompagnée d'une augmentation de la turbidité finale. Cette baisse d'efficacité est attribuée à une surabondance d'aluminium libéré dans le milieu, provoquée par un excès de charges positives (dépôt d'Al). Ce phénomène, observé spécifiquement à 0,2 A, s'explique par une production d'aluminium plus importante à cette intensité, ce qui justifie l'optimisation du rendement global du processus.

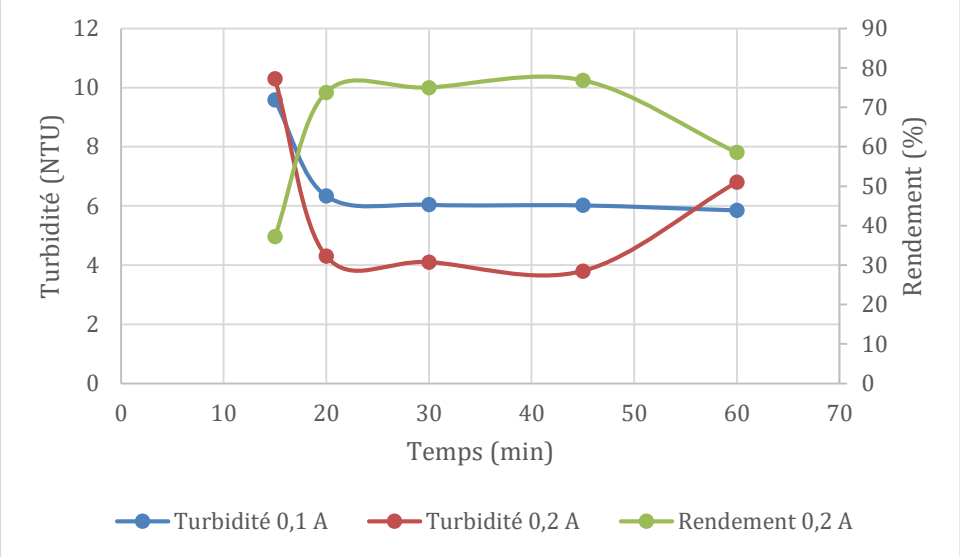


Figure IV.4 : Étude comparative de la cinétique d'abattement de la turbidité de l'eau brute (0.1 A vs 0.2 A)

IV.4. Conclusion

En conclusion, l'étude expérimentale menée dans ce chapitre a permis de déterminer les conditions opératoires optimales pour la clarification de l'eau de surface. Les essais pas-à-pas montrent qu'une intensité de 0.2 A, un temps de traitement de 15 minutes et un pH initial de 8 offrent les meilleures performances sur l'eau synthétique. Enfin, la validation directe sur l'eau brute du barrage a confirmé l'efficacité de ces conditions optimales (0.2 A), permettant d'atteindre une clarification remarquable avec une turbidité minimale de 3.8 NTU ce en 45 minutes, ce qui est conforme aux normes algériennes.

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce travail de MIMOIRE a été consacré à l'évaluation de l'efficacité du procédé d'électrocoagulation pour le traitement d'une eau de surface (eau brute du barrage) en utilisant des électrodes sacrificielles de Al . Plusieurs paramètres opérationeles influcent ont été etudies l'abattement de la turbidité afin de déterminer les conditions optimales de procedé.

L'analyse des résultats expérimentaux nous a permis de tirer les conclusions suivantes : L'augmentation de l'intensité du courant améliore considérablement l'efficacité de elevtocoagulation EC . Cela s'explique par une dissolution anodique plus importante, accélérant la formation des hydroxydes métalliques nécessaires à la déstabilisation et à la coagulation des colloïdes et des matières en suspension (MES).

La durée de l'électrolyse joue un rôle déterminant dans la cinétique de la clarification . Les résultats montrent qu'un temps de traitement prolongé (notamment 45 minutes) permet d'atteindre des taux d'abattement très satisfaisants sur l'eau brute, conduisant à une eau clarifiée conforme aux normes de potabilité.

Le pH initial de la solution influe la spéciation de Al en solution et la charge de surface de colloïdes, confirmant ainsi l'importance de ce paramètre dans les mécanismes de coagulation-floculation électrochimique.

En comparaison avec les procédés de clarification conventionnels (coagulation chimique), l'électrocoagulation s'est avérée être une alternative très prometteuse, performante et respectueuse de l'environnement pour le traitement des eaux de surface, car elle évite l'ajout massif de réactifs chimiques et minimise la production de résidus.

Enfin, ce travail ouvre des perspectives intéressantes pour des études futures, notamment :

- L'évaluation de l'impact d'autres paramètres tels que la distance inter-électrode et la conductivité initiale.
- L'analyse de l'efficacité de ce procédé sur l'élimination d'autres types de polluants (matières organiques, micropolluants, ou charges microbiologiques).
- L'extrapolation de l'étude à l'échelle pilote pour évaluer la faisabilité économique et énergétique du procédé à grande échelle.

Références bibliographiques

- Adadin, A. (2015). Optimisation des paramètres de fonctionnement du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des effluents industriels (Thèse de doctorat). Éditions Universitaires Européennes.
- Alinsafi, A., Khemis, M., Pons, M. N., Leclerc, J. P., Yaacoubi, A., Benhammou, A., & Nejmeddine, A. (2005). Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, 44(4), 461–470.
- Amirtharajah, A. (1988). Some theoretical and conceptual views of coagulation and flocculation. Water Supply, 6(1), 17–28.
- Asselin, M. (2007). Traitement des eaux usées d'abattoir par électrocoagulation et couplage électrocoagulation-biofiltration (Mémoire de maîtrise). Université du Québec, Trois-Rivières, Canada.
- Balais, M. (2004). Couplage de l'électrocoagulation avec un traitement biologique pour l'épuration des rejets industriels (Thèse de doctorat). Université de Genève, Suisse.
- Beauchesne, I., Meunier, N., & Blais, J. F. (2005). Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate. Journal of Hazardous Materials, 112(3), 207–213.
- Bennajah, M. (2007). Traitement des rejets industriels liquides par coagulation-floculation et procédés électrochimiques (Mémoire de magister). Université Mentouri, Constantine, Algérie.
- Beyade, S. (2013). Caractérisation de la composition chimique des eaux usées traitées de la STEP de Sebkha (Mémoire de master). Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.
- Bouzegag, S. (2018). Élimination de la pollution organique des eaux du barrage Koudiet Meddaour par adsorption sur charbon actif (Mémoire de master). Université Mohamed Khider, Biskra, Algérie.
- Bratby, J. (2016). Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment (3rd ed.). IWA Publishing.
- Cenkin, V. B., & Bevelestev, A. M. (1985). Electrochemical treatment of wastewater containing colloidal and suspended matter. Soviet Journal of Water Chemistry and Technology, 7(4), 32–39.

- Chalon, P., Robert, M., & Dubois, J. (2006). Épurations physico-chimiques des eaux résiduaires industrielles. Éditions Technique & Documentation, Lavoisier, Paris.
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. Separation and Purification Technology, 38(1), 11–41.
- Chen, X., Chen, G., & Yue, P. L. (2000). Separation of pollutants from wastewater by electrocoagulation. Separation and Purification Technology, 19(1), 65–76.
- Chion, A., & Porter, K. (1983). Aluminum chemistry and its toxicity in water treatment processes. Environmental Science & Technology, 17(2), 92–99.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2012). MWH's Water Treatment: Principles and Design (3rd ed.). John Wiley & Sons.
- Daneshvar, N., Oladegaragoze, A., & Djafarzadeh, N. (2006). Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters. Journal of Hazardous Materials, 129(1-3), 116–122.
- Dégrémont. (2005). Memento technique de l'eau (10e éd., Vol. 1-2). Lavoisier, Paris.
- El-Masry, M. H., El-Sayed, W. M., & Ibrahim, M. A. (2004). Optimization of electrocoagulation process for wastewater treatment. Egyptian Journal of Biotechnology, 16, 234–248.
- Gaujou, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques : Aide-mémoire. Éditions Technique et Documentation, Lavoisier, Paris.
- Genin, B., et al. (2003). Gestion et qualité des eaux de surface. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris.
- Gérard, F. (1999). Chimie des solutions aqueuses appliquée au traitement des eaux. Éditions Ellipses, Paris.
- Graini, M. (2011). Traitement des eaux par coagulation et précipitation chimique (Mémoire de magister). Université Mentouri, Constantine, Algérie.
- Gregory, J. (2006). Particles in Water: Properties and Processes. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Hernàndez, J. (2006). Traitement des eaux : Principes et procédés. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris.
- Hosni, M. (1996). Étude des mécanismes d'épuration des eaux usées par procédés membranaires et électrochimiques (Thèse de doctorat). Université de Tunis, Tunisie.

- Ilhane, F., Kabuk, H. A., Avsar, Y., & Kurt, U. (2008). Recovery and treatment of industrial industrial effluents using electrochemical methods. Journal of Scientific & Industrial Research, 67(11), 987–992.
- Kannan, N., Karthikeyan, G., & Tamilselvan, N. (2006). Comparison of electrochemical and chemical coagulation for the removal of disperse dyes. Journal of Environmental Science and Engineering, 48(3), 193–198.
- Kumar, P. R., Chaudhari, S., Khilar, K. C., & Mahajan, S. P. (2004). Removal of arsenic from water by electrocoagulation. Chemosphere, 55(9), 1245–1252.
- Larue, O., & Vorobiev, E. (2003). Floc dewatering and sludge conditioning after an electrocoagulation process. Separation Science and Technology, 38(6), 1221–1241.
- Meinck, F., Stooff, H., & Kohlschütter, H. (1977). Les eaux résiduaires industrielles (Traduit par Masson). Éditions Masson, Paris.
- Merzouk, B. (2009). Élimination de la pollution des eaux par électrocoagulation : Étude du procédé et application à différents effluents (Thèse de doctorat). Université de Limoges, France.
- Meunier, N., Blais, J. F., & Beauchesne, I. (2004). Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate. Journal of Hazardous Materials, 112(3), 207–213.
- Miquel, G. (1977). Rapport sur la qualité de l'eau et l'assainissement en France. Office Parlementaire d'Évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques, Paris.
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC) – Science and applications. Journal of Hazardous Materials, 84(1), 29–41.
- Olivier, C. (2005). Traitement des eaux : Aspects théoriques et pratiques. Éditions Lavoisier, Paris.
- Persin, M., & Rumeau, M. (1989). Le traitement électrochimique des eaux et des effluents. Tribune du Cebedeau, 42(532), 25–38.
- Phutdhawong, W., Chowwanapoonpohn, S., & Buddhasukh, D. (2000). Electrocoagulation and subsequent bio-treatment of industrial wastewater. Chiang Mai Journal of Science, 27(1), 19–27.
- Poteaux, M. (1978). Étude de la décantabilité des boues d'hydroxydes issues d'électrocoagulation. Éditions du CNRS, Paris.
- Rovel, J. M. (1947). Traitement des eaux. Éditions Dunod, Paris.

- Rumeau, M. (1989). Électrocoagulation et électroflottation dans le traitement des effluents aqueux. Génie Procédés, 11, 142–156.
- Yokogawa, Electric Corporation. (2026). Advanced automation technologies and coagulation control optimization systems for global wastewater treatment plants. Yokogawa Industrial White Papers.
- Zeta, S. (2012). Traitement avancé des eaux usées industrielles par couplage de procédés membranaires. Éditions Universitaires Européennes.
- Zgheib, S. (2009). Qualité physico-chimique des eaux de surface et impacts des rejets urbains (Thèse de doctorat). Université Paris-Est, France.
- Zodi, S. (2012). Traitement des eaux usées industrielles par électrocoagulation-flottation (Thèse de doctorat). Université de Rennes 1, France.

Résumé

Résumé

Ce travail porte sur l'évaluation de l'efficacité du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux de surface (eau brute d'un barrage) caractérisées par une forte turbidité, en utilisant des électrodes sacrificielles en aluminium. L'étude expérimentale a permis d'analyser l'impact des paramètres opératoires clés, notamment l'intensité du courant, le temps de traitement et le pH initial. Les résultats optimaux montrent qu'une intensité de 0,2 A appliquée pendant 45 minutes permet d'abattre considérablement la turbidité pour atteindre une valeur remarquable de 3,8 NTU, rendant ainsi l'eau clarifiée conforme aux normes de potabilité. L'électrocoagulation s'avère être une alternative performante et écologique par rapport aux procédés de coagulation chimique conventionnels.

Mots-clés : Électrocoagulation, Eaux de surface, Turbidité, Traitement, Électrodes sacrificielles en aluminium.

Abstract

Abstract

This study evaluates the efficiency of the electrocoagulation process for treating surface water (raw dam water) characterized by high turbidity, using sacrificial aluminum electrodes. The experimental work investigates the impact of key operating parameters, including current intensity, treatment time, and initial pH. The optimal results indicate that a current intensity of 0.2 A applied for 45 minutes significantly reduces turbidity, achieving a remarkable value of 3.8 NTU, which conforms the clarified water to drinking water standards. Electrocoagulation proves to be a highly efficient and environmentally friendly alternative to conventional chemical coagulation processes.

Keywords : Electrocoagulation, Surface water, Turbidity, Treatment, Sacrificial aluminum electrodes.

الملخص

الملخص

يتناول هذا العمل تقييم كفاءة عملية التخثر الكهربائي لمعالجة المياه السطحية (مياه السدود الخام) التي تتميز بارتفاع نسبة العكارة، وذلك باستخدام أقطاب ألومنيوم تضحوية. سمحت الدراسة التجريبية بتحليل تأثير المعايير التشغيلية الرئيسية، بما في ذلك شدة التيار، زمن المعالجة، ودرجة الحموضة الابتدائية. أظهرت النتائج المثلى أن تطبيق شدة تيار قدرها 0.2 أمبير لمدة 45 دقيقة يقلل من العكارة بشكل كبير لتصل إلى قيمة ممتازة قدرها 3,8 مما يجعل المياه المصفاة مطابقة لمعايير مياه الشرب. وبذلك يثبت التخثر الكهربائي أنه بديل عالي الكفاءة وصديق للبيئة مقارنة بعمليات التخثر الكيميائي التقليدية.

الكلمات المفتاحية : التخثر الكهربائي، المياه السطحية، العكارة، المعالجة، أقطاب ألومنيوم تضحوية

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
Popular and democratic of Algeria
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Minister of higher education and scientific research

University Of 20 August 1955 Skikda		جامعة 20 أوت 1955 - سكيكدة
Faculty of science	SKIKDA	كلية العلوم
department of chemistry		قسم الكيمياء

Le : 09/07/2026

Autorisation de dépôt de Mémoire de Master

Je soussigne : Boucharab Imane

Certifier que l'étudiant (e) :

Djelfaoui Lina

Lakehal Cheima

Spécialité : M2 chimie des Materiaux

Intitulé :

Etude et optimisation expérimentale du Procédé d'électrocoagulation pour la clarification des eaux de surface fortement turbides

A apporté les corrections relatives à son travail de mémoire de Master.

Visa de L'encadrant