

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université 8 Mai 1945 Guelma



جامعة 8 ماي 1945 قالمة
UNIVERSITE 8 MAI 1945 GUELMA

Faculté : Sciences et de la Technologie

Département : Génie des procédés

Laboratoire de domiciliation : Laboratoire d'Analyses Industrielles et Génie des Matériaux

THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme de
Doctorat en 3^{ème} cycle

Domaine : Sciences et Technologies

Filière : Génie des procédés

Spécialité : Génie des procédés de l'environnement

Présentée par

HAMIDOUD Sarra

Intitulée

**Optimisation multi-objectifs du traitement des eaux
usées par électrocoagulation**

Soutenue le : 29 /10 /2025

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom	Grade		
M ^{me} . BOUAKKAZ Samia	Professeure	Univ. de Guelma	Présidente
M ^r . BENDJABALLAH Malek	M.C. A	Univ. de Guelma	Directeur de thèse
M ^{me} . KOUADRI Imane	M.C. A	Univ. de Guelma	Co-Directrice de thèse
M ^{me} . CHOUCANE Sabiha	Professeure	Univ. de Annaba	Examinatrice
M ^r . KSOURI Rabah	M.C. A	Univ. de Guelma	Examineur

Année universitaire : 2025/2026

Remerciements

Nous remercions tout d'abord *Allah* le tout puissant de nous avoir donné la patience, le courage et la volonté avec amour afin de terminer ce modeste travail.

Cette thèse marque l'aboutissement de plusieurs années de travail acharnées, mais aussi de rencontres et de partages. Je tiens à exprimer ici, toute ma gratitude à ceux et celles qui ont contribué, de près ou de loin, à cette aventure.

Je tiens à remercier beaucoup mon directeur de thèse **Dr. BENDJABALLAH Malek** et ma co-directrice **Dr. KOUADRI Imane** pour m'avoir aidé durant la préparation de cette thèse, je leurs exprime mes plus grandes gratitude pour m'avoir suivi, encouragé et surtout soutenu tout au long de la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont également à l'ensemble du jury pour avoir accepté d'évaluer cette thèse et pour leurs commentaires constructifs. Je tiens remercier **Madame BOUAKKAZ Samia**, professeure à l'université 8 mai 1945 - Guelma pour l'honneur qu'elle me fait de présider le jury de ma thèse de doctorat. Je tiens à remercier également **Madame CHOUCANE Sabiha**, professeure à l'université Badji Mokhtar - Annaba et Monsieur le **Dr. KSOURI Rabah** maître de conférences A à l'université 8 mai 1945 - Guelma, d'avoir accepté d'examiner cette thèse.

Je tiens à remercier les membres de mon laboratoire, en particulier *DEHAL Djalil* pour leur soutien, leurs échanges stimulants et leurs bonnes humeurs au quotidien.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à mon cher papa *CHERIF* et ma tendre mère *NABILA* et mes plus chers être sur la terre pour m'avoir aidé avec leurs conseils et leur soutien moral.

Je remercie aussi ma sœur *RYM* et mon frère *HAMID* pour le soutien et l'encouragement pour le mieux et le pire.

Mes sincères remerciements s'orientent également vers le directeur de l'ONA (L'office National de l'Assainissement) pour sa précieuse aide.

Enfin, cette thèse leur est dédiée, à eux et à tous qui ont cru en moi.

Table des matières

Table des matières

Remerciements	
Liste des Figures	i
Liste des Tableaux.....	iii
Liste d'abréviations.....	iv
Introduction générale	1

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur les eaux usées

I.1. Introduction.....	8
I.2. Définition des eaux usées.....	8
I.3. Les origines des eaux usées	9
I.3.1. Eaux usées de source domestique	9
I.3.2. Eaux usées de source industrielles	9
I.3.3. Eaux usées de ruissellement	10
I.4. Les diverses formes de contamination des eaux	10
I.4.1. Pollution minérale	11
I.4.2. Pollution chimique	11
I.4.3. Pollution thermique.....	11
I.4.4. Pollution radioactive	11
I.4.5. Pollution microbiologique	11
I.5. Paramètres caractéristiques des eaux usées	12
I.5.1. Paramètres organoleptiques	13
I.5.1.1. L'odeur	13
I.5.1.2. Couleur.....	13
I.5.2. Paramètres physiques.....	13
I.5.2.1. Température	13
I.5.2.2. Matières en suspension (MES)	13
I.5.2.3. Turbidité	13
I.5.3. Paramètres chimiques.....	14
I.5.3.1. Potentiel d'hydrogène (pH).....	14

I.5.3.2. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	14
I.5.3.3. Demande chimique en oxygène (DCO)	14
I.5.3.4. Carbone organique total (COT)	15
I.5.3.5. Matières organiques (MO)	15
I.5.3.6. Métaux lourds	15
I.5.3.7. Biodégradabilité (K)	15
I.5.3.8. Conductivité électrique	15
I.6. Les conséquences de la pollution des eaux usées	16
I.7. Techniques de traitement des eaux usées	16
I.7.1. Procédés physiques	16
I.7.2. Procédés biologiques	17
I.7.3. Procédés chimiques	17
I.7.4. Procédés électrochimiques	18
I.8. Conclusion	18
Références bibliographiques :	19

Chapitre II : Généralités sur l'électrocoagulation

II.1. Introduction	23
II.2. Histoire et développement de l'électrocoagulation (EC)	23
II.3. Définition d'électrocoagulation (EC)	23
II.4. Principes de l'EC	24
II.5. Les matériaux utilisés pour les électrodes de l'électrocoagulation	25
II.6. Chimie de l'aluminium	27
II.7. Principes fondamentaux de l'électrolyse	28
II.7.1. La cinétique de transfert de charge ou loi de Butler-Vollmer	29
II.7.2. La règle de Faraday	30
II.7.3. La tension de cellule	30
II.7.4. Energie et rendements d'électrolyse	31
II.8. Paramètres influençant l'électrocoagulation	32
II.8.1. Le courant imposé	33
II.8.2. La conductivité d'eau brute	33
II.8.3. Le potentiel hydrogène de l'eau brute	33

II.8.4. Température de l'eau brute avant traitement	34
II.8.5. La structure des électrodes	34
II.8.6. Autres facteurs influençant sur l'électrocoagulation	34
II.9. Exemples d'effluents traités par électrocoagulation	34
II.10. Les avantages et les inconvénients de l'électrocoagulation	35
II.11. Conclusion	36
Référence bibliographique	37

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1. Introduction.....	45
III.2. Etude préliminaire	45
III.3. Paramètres expérimentaux.....	45
III.3.1. Volume réactionnel	45
III.3.2. Solution initiale	46
III.3.3. Critères de la réaction	46
III.4. Mise en place d'un plan d'expérience	47
III.4.1. Introduction	47
III.4.2. Le plan d'expérience	47
III.4.3. Méthodologie	47
III.4.4. Les facteurs et les fonctions-réponses	48
III.4.4.1. Rendement d'abattement de la pollution.....	48
III.4.4.2. La consommation d'énergie	48
III.4.4.3. L'intervalle de variation	49
III.4.4.4. La vérification du modèle.....	49
III.5. Equipements, appareillage et substances chimiques employées	50
III.5.1. Description du dispositif	50
III.5.2. Fonctionnement du dispositif mesure et analyse	51
III.5.2.1. Prétraitement des électrodes	51
III.5.2.2. Mode opératoire.....	51
III.5.2.3. Mesures	52
III.6. Conclusion.....	55
Références bibliographiques	56

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1. Introduction	59
IV.2. Etude préliminaire.....	59
IV.2.1. Effets du potentiel d'hydrogène initial.....	59
IV.2.2. Effet du courant électrique.....	60
IV.2.3. Effet de la durée d'électrolyse	60
IV.2.4. Discussion	62
IV.3. Plan factoriel complet	64
IV.3.1. Modélisation et optimisation d'EC.....	64
IV.3.2. Construction du modèle mathématique.....	67
IV.3.3. Vérification du modèle mathématique	67
IV.3.3.1. Vérification du modèle de performance	67
IV.3.3.2. Vérification du modèle d'énergie consommée.....	69
IV.3.4. Discussion des résultats	71
IV.3.4.1. Analyse des effets sur le modèle des rendements.....	71
IV.3.4.2. Etude des influences sur le modèle d'énergie consommée	72
IV.3.5. Amélioration des performances et de la dépense énergétique	74
IV.3.5.1. Optimisation du rendement de la DBO ₅ et DCO	74
IV.3.5.2. Optimisation de l'énergie consommée.....	76
IV.3.5.3. Optimisation simultanée rendement-consommation d'énergie	78
IV.4. Conclusion	78
Références bibliographiques	79
Conclusion générale	82
Annexe	85
Résumé	87
Abstract	88
ملخص.....	89

Listes des figures et tableaux

Liste des figures

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur les eaux usées

Figure I.1 : La représentation des eaux grises et des eaux noires (vannes).....	8
Figure I.2 : L'eaux usées domestiques rejetées par une habitation.....	9
Figure I.3 : Evacuation des eaux usées industrielles en environnement.....	10
Figure I.4 : Les Eaux de ruissellement.	10
Figure I.5 : Présentation schématique du cycle des microorganismes pathogènes dans le système sol-eau souterraine.....	12
Figure I.6 : Les paramètres caractéristiques des eaux usées.	12
Figure I.7 : La représentation du procédé biologique des eaux usées.....	17

Chapitre II : Généralités sur l'électrocoagulation

Figure II.1 : Les indicateurs de pollution des eaux usées.....	24
Figure II.2 : Le principe de fonctionnement d'électrocoagulation.....	25
Figure II.3 : Les catégories d'interaction observées dans la méthode d'EC.....	25
Figure II.4 : Diagramme d'équilibres tension – pH, du l'ensemble aluminium / eau.....	28
Figure II.5 : Phases de transport de matières.....	29
Figure II.6 : La répartition de la tension électrique.....	31
Figure II.7 : Les paramètres qui influent la réaction électrochimique.....	32
Figure II.8 : Une pile électrochimique.....	33
Figure II.9 : Les types d'arrangements d'électrocoagulation.....	34

Chapitre III : Matériels et méthodes

Figure III.1 : Le montage Expérimental.....	51
Figure III.2 : Mesure de pH.	53
Figure III.3 : Filtration sous vide.....	53

Figure III.4 : Analyse de DCO.	54
Figure III.5 : Analyse de DBO ₅	55

Chapitre IV : Résultats et discussions

Figure IV.1 : Variation du pH du milieu en fonction du temps d'EC.....	61
Figure IV.2 : Le rendement de la DBO ₅ et la DCO en fonction du temps pour différentes valeurs du courant.....	62
Figure IV.3 : (a) Eau brute (b) Eau traitée.....	64
Figure IV.4 : Effet de l'interaction courant-temps sur l'efficacité de la DCO.	72
Figure IV.5 : Effet le l'interaction courant-temps sur la dépense énergétique.	73
Figure IV.6 : Variation de la consommation biologique d'oxygène pour un courant de 2A.	74
Figure IV.7 : Variation de la consommation chimique d'oxygène pour un pH de 12.	75
Figure IV.8 : Variation de l'énergie consommée pour un pH de 12.....	77

Liste des tableaux

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur les eaux usées

Tableau I.1 : Effet de la température sur le pH	14
Tableau I.2 : La relation entre la conductivité et la minéralisation.....	16

Chapitre II : Généralités sur l'électrocoagulation

Tableau II.1 : les espèces principales des ions d'aluminium en fonction du pH	28
Tableau II.2 : Les différents traitements en EC.....	35

Chapitre III : Matériels et méthodes

Tableau III.1 : La structure d'un plan expérimental impliquant trois facteurs	48
Tableau III.2 : Les appareils utilisés dans les expériences.....	50

Chapitre IV : Résultats et discussions

Tableau IV.1 : Les composantes des eaux usées brute de la STEP.	61
Tableau IV.2 : Notations, variables et niveaux.	65
Tableau IV.3 : Notation des variables et modélisation.	66
Tableau IV.4 : Calcul des coefficients.....	66
Tableau IV.5 : Validation du modèle pour le rendement.	68
Tableau IV.6 : Validation du modèle pour l'énergie consommée.	70
Tableau IV.7 : Optimum des rendements obtenu par Minitab.	76
Tableau IV.8 : Optimum d'énergie obtenu par Minitab.	78

Liste d'abréviations

Liste d'abréviations

EC : Electrocoagulation.

MES : Matières en suspension.

NTU : l'Unité de Turbidité Néphélométrique.

pH: Potentiel d'Hydrogène.

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours.

DCO : Demande chimique en oxygène.

COT : Carbone organique total,

MO : Matières Organiques

K : Constatant de la biodégradabilité

CE : Conductivité électrique.

TDS : Taux de solides dissous,

TAC : Taux alcalimétrique complet,

ABS : Coloration liée à l'absorbance de l'effluent.

Al³⁺: L'ion d'aluminium.

Al: Aluminium.

OH⁻ : L'hydroxyde.

H₂O: L'eau.

Al₂O₃ : L'oxyde d'aluminium.

Al(OH)₄⁻ : L'hydroxyde d'aluminium.

m : Masse du métal dissous ou de gaz formé.

I : Intensité du courant imposé.

t : Durée d'électrolyse.

M : Poids moléculaire de l'élément considéré.

V_e : Le nombre d'électrons dans la réaction d'oxydation / réduction

F : Constante de Faraday.

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

R : La résistance ohmique.

C : Débit massique de métal dissous.

Q_e: Débit d'alimentation de la cellule.

P : Nombre d'électrodes.

A : Espèce oxydante.

Υ_p : Nombre de moles de P produites.

N : Nombre d'Avogadro.

e_0 : La charge élémentaire.

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

$\emptyset_c$: Le rendement en courant ou rendement faradique.

DOE : Design of Experiments.

DF : Degrés de liberté.

F : Fisher.

P : La probabilité.

i : La densité de courant.

A : La surface de contact des électrodes.

X_1 : Paramètre 1

a_i : Coefficient du modèle mathématique lié au paramètre X_i

Y_1 : Réponse 1 (valeur mesurée du rendement)

Y_2 : Réponse 2 (valeur mesurée de la consommation d'énergie)

Y_0 : Moyenne au point (0, 0, 0) dans le modèle

Y_m : Moyenne des Y (moyenne des valeurs mesurées)

S : Variance

S_r : Variance résiduelle

Δa_i : Erreur sur le coefficient

|d| : Divergence sur le rendement moyen

| Δd | : Erreur sur la moyenne divergente

$F_{0.95,2,3}$: Valeur du facteur Fisher F (tabulée) pour un niveau de confiance de 95 %.

Introduction générale

Introduction générale

La pénurie d'eau constitue l'un des défis majeurs du XXI^e siècle. Près de deux milliards de personnes dans le monde n'ont pas accès à une eau potable, en grande partie à cause de l'absence de systèmes d'assainissement et de traitement adéquats [1]. Ce problème persistant s'aggrave continuellement, touchant à la fois les pays industrialisés et les régions en développement [2]. De nouveaux procédés sont donc nécessaires pour traiter les eaux et enlever les contaminants, ce qui est une préoccupation pour plusieurs études [3].

Les techniques de traitement présentes ont toutes des désavantages et les principaux problèmes sont les suivants : le coût d'exploitation, les durées de traitement plus longues, le transfert d'une phase à l'autre, l'efficacité réduite de l'élimination des contaminants et la diminution de la performance du processus. L'élaboration et la création d'un dispositif de purification des eaux usées est donc nécessaire [4].

La technique électrochimique du traitement des eaux usées, qui est relativement récente, offre des bénéfices écologiques, technologiques et économiques. En effet, elle est idéale pour faire des baisses d'énergie considérables et diminuer les rejets de gaz à effet de serre, stabiliser le pH et rendre le processus plus rentable et plus compétitif [5]. Le processus d'électrocoagulation (EC) semble être la méthode électrochimique la plus efficace pour remplacer les processus traditionnels de coagulation et de flottation, car il permet de traiter des polluants de différentes compositions.

L'électrocoagulation (EC) est reconnue comme une méthode efficace, simple et flexible pour traiter les eaux usées. Elle permet de traiter une large variété de polluants sans ajout de produits chimiques, ce qui réduit les risques de formation de sous-produits secondaires [6]. La génération de bulles de gaz facilite la flottation des contaminants, tandis que les floccs formés sont stables, peu hydratés et facilement séparables, ce qui diminue le volume de boues produites [7].

L'EC est particulièrement performante pour éliminer les particules colloïdales. Elle permet également d'éliminer efficacement divers contaminants comme les solides en suspension [8], le carbone organique total, les émulsions d'huile [9], les métaux lourds [10], la DCO, la couleur [11] et la turbidité. Ce procédé s'applique à différents types d'eaux usées, issues notamment stations d'épuration des eaux usées des laiteries, abattoirs, ateliers de placage, industries textiles [12], du traitement du marbre, des métaux lourds et des activités minières. À l'échelle mondiale, l'EC est

utilisée dans plusieurs secteurs pour éliminer des polluants tels que le fluor [13], les colorants azoïques et l'arsenic [14].

Pour améliorer l'efficacité de la technique d'EC et relever les défis environnementaux associés, il est indispensable de mener des études approfondies [15]. Jusqu'à présent, la majorité des recherches ont été basées sur l'optimisation d'un seul facteur à la fois, en maintenant les autres constants. Bien que cette méthode soit courante, elle est chronophage, coûteuse et limite l'analyse des interactions entre variables.

En réponse à ces limites, les plans d'expériences ont émergé comme des outils statistiques et mathématiques efficaces, permettant d'évaluer simultanément plusieurs facteurs. Ils offrent de nombreux avantages, notamment la réduction du nombre d'essais, l'économie de ressources, la prédiction des réponses et une meilleure compréhension du comportement du système étudié.

Dans cette étude, l'objectif principal est de déterminer les facteurs influençant la réduction des polluants par électrocoagulation et d'évaluer leurs effets individuels ainsi que leurs interactions. L'étude vise également à optimiser l'efficacité du traitement des eaux usées tout en réduisant les coûts opérationnels, notamment en ce qui concerne la consommation énergétique et l'utilisation des électrodes bon marché (Aluminium). Pour atteindre ces objectifs, trois paramètres clés ont été pris en compte : le courant appliqué, le pH du milieu et le temps de traitement. Une série d'expériences préliminaires a permis d'identifier les variables les plus influentes.

Ensuite, deux fonctions réponses ; le rendement de purification exprimé par le pourcentage en DBO_5 et en DCO et la consommation d'énergie ont été modélisées mathématiquement en fonction de ces paramètres. L'optimisation du procédé a été réalisée à l'aide d'un plan d'expérience factoriel de type 3k, permettant de rechercher les conditions idéales assurant à la fois une efficacité maximale et une consommation énergétique minimale.

Cette étude se distingue par son originalité, en raison du faible nombre de travaux similaires dans la littérature. Un modèle mathématique établi sur une fonction polynomiale du second degré a été élaboré à partir de la combinaison des paramètres influents, permettant de prédire précisément l'évolution du rendement de purification et de la consommation d'énergie. Contrairement aux approches paramétriques classiques, cette méthode tient compte des interactions entre variables, tout en nécessitant un nombre réduit d'expériences.

Cette thèse présente les travaux réalisés, organisés en deux parties, théorique et expérimentale, et structurés en quatre chapitres :

- Le premier chapitre (I) « Synthèse bibliographique sur les eaux usées » présente une revue de la littérature sur la description des eaux usées avec leurs types et leurs applications dans différents domaines, suivie d'un aperçu des diverses méthodes de traitement des eaux usées.
- Le deuxième chapitre (II) est consacré à la généralité sur l'électrocoagulation.
- Le troisième chapitre (III), intitulé "Matériels et méthodes", présente le matériel, les méthodes, les protocoles expérimentaux utilisés dans ce travail.
- Le quatrième chapitre (IV) rassemble tous les résultats expérimentaux et leurs discussions.

Enfin, ce travail se termine par une conclusion générale et des perspectives.

Références bibliographiques

1. Doumbi, R.T., et al., The influence of cathodic materials and optimization of the removal of the chromium (VI) from tannery wastewater by electrocoagulation. *Cleaner Water*, 2024. **2**: p. 100032.
2. Nemcik, J., et al., Wastewater treatment modeling methods review. *IFAC-PapersOnLine*, 2022. **55**(4): p. 195-200.
3. Moussa, D.T., et al., A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of environmental management*, 2017. **186**: p. 24-41.
4. Changmai, M., M. Pasawan, and M. Purkait, Treatment of oily wastewater from drilling site using electrocoagulation followed by microfiltration. *Separation and purification Technology*, 2019. **210**: p. 463-472.
5. Surjo, P., et al., Highly efficient CuO-doped titania nanotube arrays in photocatalysis-electrocoagulation process for bacterial disinfection. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2024. **9**: p. 100742.
6. Uğurlu, M., et al., The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation. *Journal of environmental management*, 2008. **87**(3): p. 420-428.
7. Boudjema, N., et al., Simultaneous removal of natural organic matter and turbidity from Oued El Harrach River by electrocoagulation using an experimental design approach. *Desalination and Water Treatment*, 2016. **57**(31): p. 14386-14395.
8. Harif, T. and A. Adin, Characteristics of aggregates formed by electroflocculation of a colloidal suspension. *Water research*, 2007. **41**(13): p. 2951-2961.
9. Hafiz, A., H. El-Din, and A. Badawi, Chemical destabilization of oil-in-water emulsion by novel polymerized diethanolamines. *Journal of colloid and interface science*, 2005. **284**(1): p. 167-175.
10. Bazrafshan, E., et al., Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process—a systematic review. *Journal of environmental health science and engineering*, 2015. **13**: p. 1-16.
11. Negash, A., et al., A study of basic and reactive dyes removal from synthetic and industrial wastewater by electrocoagulation process. *South African Journal of Chemical Engineering*, 2023. **46** (1): p. 122-131.

12. Do, J.-S. and M.-L. Chen, Decolourization of dye-containing solutions by electrocoagulation. *Journal of applied electrochemistry*, 1994. **24**(8): p. 785-790.
13. Hu, C., et al., Removal of fluoride from semiconductor wastewater by electrocoagulation–flotation. *Water research*, 2005. **39**(5): p. 895-901.
14. Song, P., et al., Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: A comprehensive review. *Chemical Engineering Journal*, 2017. **317**: p. 707-725.
15. Adhoum, N., et al., Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr (VI) by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 2004. **112**(3): p. 207-213.

Partie théorique

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur les eaux usées

I.1. Introduction

L'eau est une ressource essentielle pour l'écosystème et la vie humaine ; elle est également considérée comme un excellent solvant, capable de dissoudre de nombreuses substances ioniques et moléculaires, ce qui la rend vulnérable à la pollution. Sa pollution représente un enjeu environnemental majeur, touchant la santé publique et les activités économiques. Le traitement des eaux usées est indispensable pour limiter les impacts environnementaux négatifs et assurer leur réutilisation. L'élimination des polluants organiques et inorganiques est un défi majeur dans la gestion de l'eau [1,2,3]. Ce chapitre présente une synthèse bibliographique de différents types de pollution ainsi les méthodes de traitement des eaux usées préconisées.

I.2. Définition des eaux usées

Les eaux usées sont des eaux contaminées par des substances issues des activités humaines, notamment domestiques, industrielles et agricoles. Elles se divisent en plusieurs catégories, telles que les eaux grises, qui sont faiblement polluées et proviennent des usages domestiques issus des lavages de la vaisselle, des mains, des toilettes ou des douches. Aussi, les eaux noires, qui contiennent des polluants plus complexes et difficiles à éliminer (figure I.1), comme les matières fécales, les produits de beauté ou les sous-produits industriels mélangés à l'eau. Enfin, les eaux de ruissellement, qui proviennent de surfaces imperméables, comme les parkings, chargées en polluants tels que les hydrocarbures et les résidus d'usure des pneus. Ces eaux nécessitent **alors** un traitement avant d'être rejetées dans l'environnement ou réutilisées afin de prévenir la pollution et protéger la santé humaine et les écosystèmes [4].

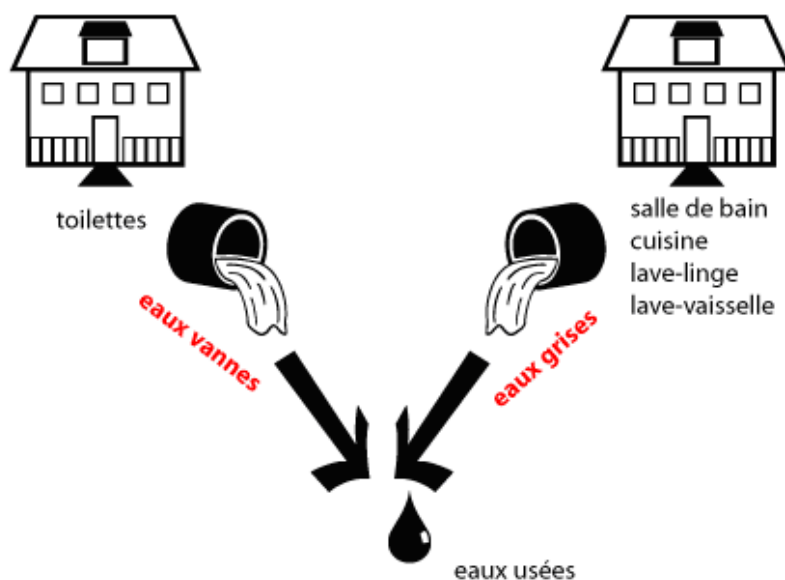


Figure I.1 : La représentation des eaux grises et des eaux noires (vannes)[5].

I.3. Les origines des eaux usées

Les eaux usées proviennent de différentes sources, telles que les activités domestiques, industrielles et agricoles. La complexité des eaux usées due à cette diversité d'origine nécessite des traitements appropriés.

I.3.1. Eaux usées de source domestique

Les eaux usées provenant des activités domestiques quotidiennes, comme les toilettes, les éviers, les douches et les machines à laver, sont considérées comme des eaux usées d'origine domestique. Des substances organiques, des produits chimiques ménagers, des résidus de médicaments et d'autres contaminants peuvent être présents dans ces eaux. Il est essentiel de traiter ces eaux de manière appropriée pour prévenir la pollution et garantir la qualité de l'eau [6].

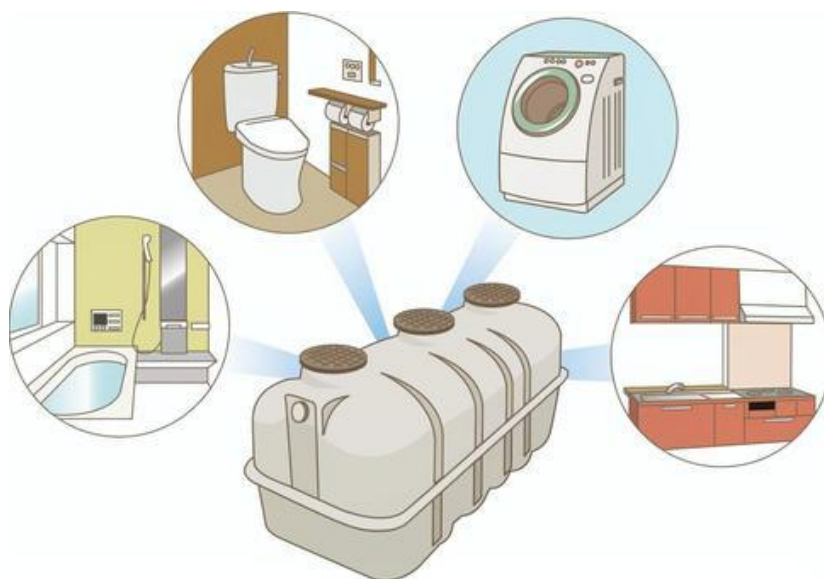


Figure I.2 : L'eaux usées domestiques rejetées par une habitation [5].

I.3.2. Eaux usées de source industrielles

Les rejets industriels désignent les déversements d'eaux usées provenant des installations industrielles. Ces eaux peuvent contenir divers polluants tels que des métaux lourds, des produits chimiques toxiques, des huiles et des substances organiques. Les rejets industriels nécessitent un traitement spécialisé pour éliminer les contaminants avant de pouvoir être rejetés dans l'environnement ou dirigés vers les systèmes d'assainissement (figure I.3). Le contrôle rigoureux de ces rejets est essentiel pour prévenir la contamination de l'eau et protéger la santé humaine et environnementale [5].

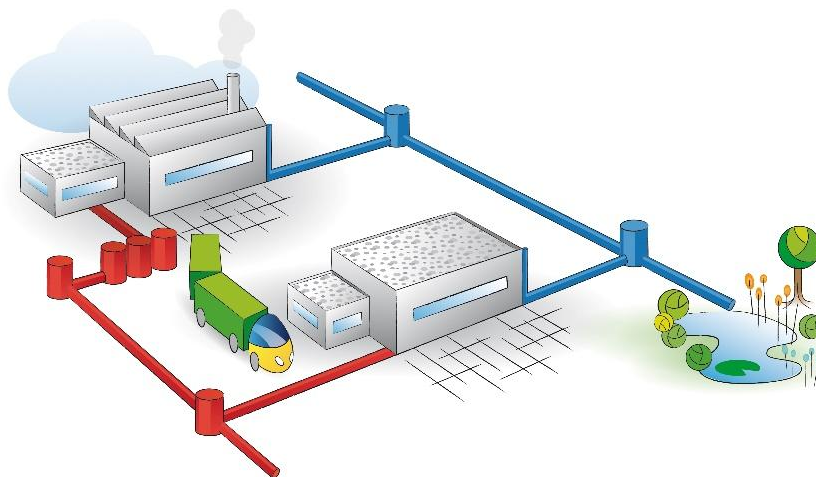


Figure I.3 : Evacuation des eaux usées industrielles en environnement [5].

I.3.3. Eaux usées de ruissellement

Les eaux de ruissellement font référence aux précipitations, telles que la pluie ou la fusion de la neige, qui s'écoulent sur les surfaces imperméables, comme les routes et les toits. Lorsqu'elles traversent ces surfaces, les eaux pluviales peuvent ramasser des contaminants tels que les huiles, les métaux et d'autres polluants. La gérance adéquate des eaux de ruissellement vise à éviter la pollution des cours d'eau en utilisant des systèmes de drainage appropriés, des bassins de rétention et d'autres techniques pour dépolluer les eaux avant leur rejet dans l'environnement [7].



Figure I.4 : Les Eaux de ruissellement [8].

I.4. Les diverses formes de contamination des eaux

La contamination de l'eau désigne sa dégradation physique, chimique, biologique ou bactériologique due aux activités humaines. Elle menace la vie aquatique, l'utilisation de l'eau et l'équilibre de l'écosystème. Il existe plusieurs types de pollutions :

I.4.1. Pollution minérale

La présence de minéraux dans les eaux peut provoquer des troubles dans la progression des plantes ou des problèmes physiologiques chez les êtres animaux. Les principaux polluants minéraux sont les métaux lourds et les substances nutritives. La contamination minérale, c'est-à-dire l'accumulation excessive d'ions minéraux dans l'eau, peuvent aussi avoir des répercussions sur les organismes vivants [9].

I.4.2. Pollution chimique

La pollution chimique de l'eau est un problème majeur, causé par les rejets industriels et l'utilisation d'engrais et de pesticides en agriculture. Les principaux polluants incluent les métaux lourds, les nitrates, les phosphates, les hydrocarbures et divers produits chimiques issus des industries et des ménages. Cette contamination affecte les sources d'eau et les nappes souterraines, mettant en danger la santé et l'environnement [5,7].

I.4.3. Pollution thermique

Les eaux chaudes à température trop élevée émises par les dispositifs de climatisation des installations à chaleur ou à énergie nucléaire sont responsables de ce genre de pollution. La chaleur de ces eaux entraîne une diminution de la quantité d'oxygène dissous dans l'eau et peut avoir des conséquences nocives sur la flore et la faune [10].

I.4.4. Pollution radioactive

Il s'agit de la radioactivité artificielle des rejets qui peut être causée par l'utilisation de l'énergie nucléaire de nombreux modèles (installations et centrales nucléaires, l'industrie des mines d'uranium, élimination des résidus d'origine radioactive) ou par une contamination liée à des retombées atmosphériques (explosion nucléaire) [11].

I.4.5. Pollution microbiologique

Les bactéries d'origine fécale sont responsables de la contamination microbiologique et proviennent principalement des eaux usées et des élevages agricoles (figure I.5). Cela a un impact direct sur la qualité des eaux de natation, des espaces de sports marins et sur le titre microbiologique des zones de pêche (coquillages, tellines, etc.) et d'aquaculture [12].

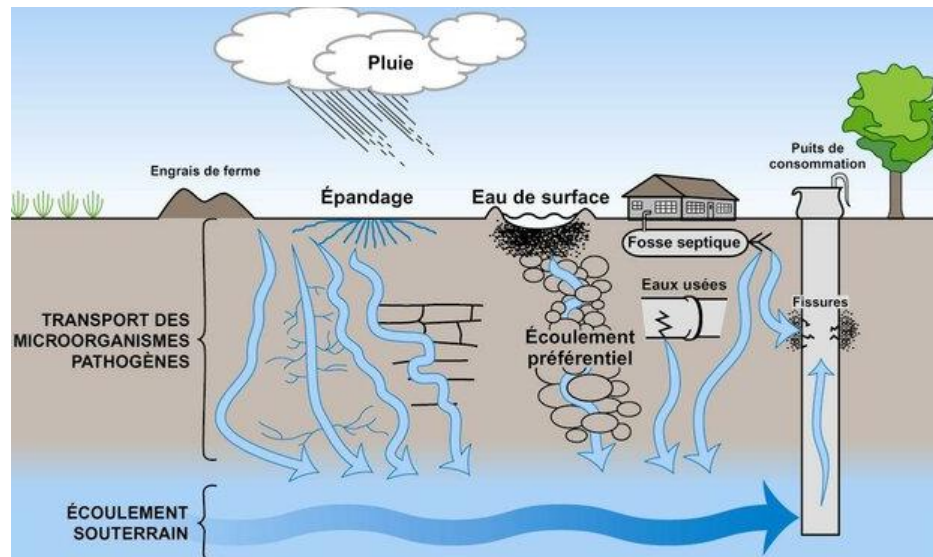


Figure I.5 : Présentation schématique du cycle des microorganismes pathogènes dans le système sol-eau souterrain [8].

I.5. Paramètres caractéristiques des eaux usées

Les organismes gouvernementaux fixent des critères pour surveiller l'impact des eaux usées. Ces normes sont appliquées aux rejets, aux stations de traitement et en milieu naturel. La contamination est classée en trois catégories : les paramètres organoleptiques, les paramètres physiques, et les paramètres chimiques comme indiqué la figure I.6.

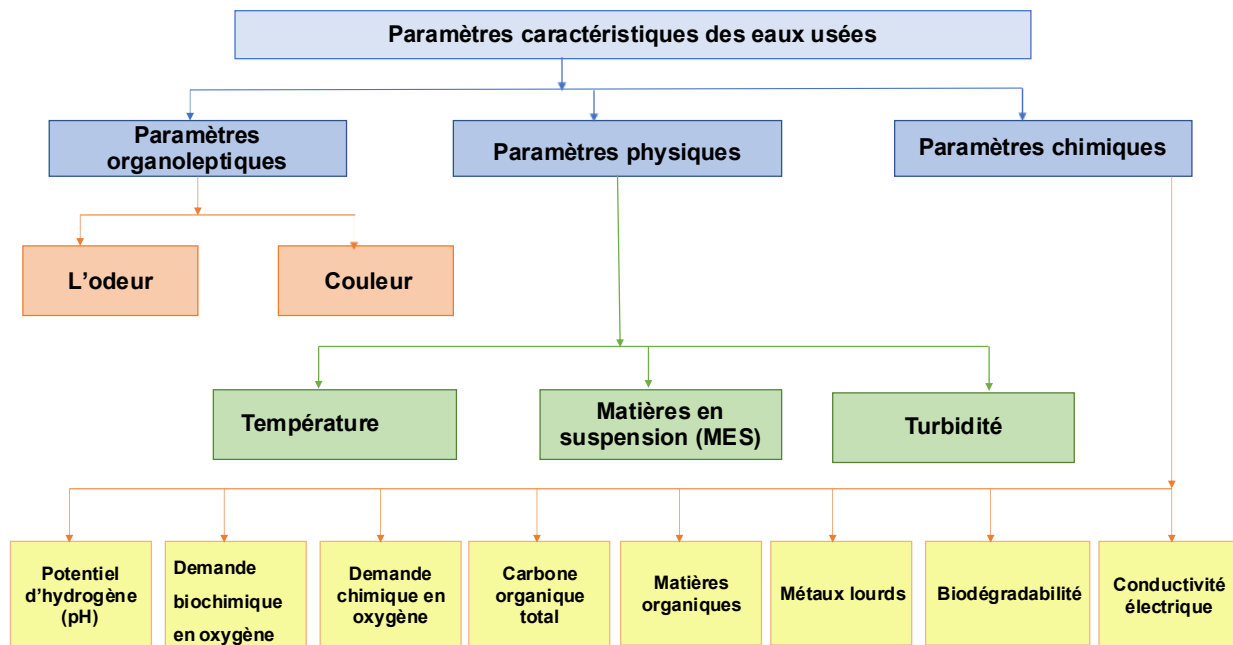


Figure I.6 : Les paramètres caractéristiques des eaux usées.

I.5.1. Paramètres organoleptiques

I.5.1.1. L'odeur

L'odeur est un paramètre organoleptique essentiel dans l'évaluation de la qualité des eaux usées. Elle constitue souvent le premier indicateur de pollution et peut révéler la présence de contaminants spécifiques tels que le soufre, l'ammoniac et les matières fécales. Une mauvaise odeur peut indiquer une dégradation anaérobie des matières organiques [13].

I.5.1.2. Couleur

La coloration de l'eau peut être naturelle ou due à une contamination par des composés organiques. Elle est liée à la présence de substances dissoutes qui influencent son aspect et ses propriétés. Les eaux usées fraîches sont souvent brun jaunâtre, mais elles peuvent noircir avec le temps en raison de la décomposition des matières organiques [13].

I.5.2. Paramètres physiques

I.5.2.1. Température

La température de l'eau usée influence la biodégradation (conversion en CO_2 , H_2O et composés minéraux): plus elle est élevée, plus la décomposition est rapide (augmentation de 10 °C = vitesse de réaction doublée). Toutefois, au-delà de 15 °C, elle favorise la prolifération des micro-organismes et accentue les odeurs. À l'inverse, en dessous de 10 °C, les réactions chimiques des traitements des eaux ralentissent [14].

I.5.2.2. Matières en suspension (MES)

La plupart d'entre elles sont biodégradables. La plupart des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées sont transportés par des MES. Elles confèrent aussi à l'eau une coloration sombre, une odeur et une saveur désagréables. Toutefois, elles pourraient être intéressantes pour l'irrigation des cultures [14].

I.5.2.3. Turbidité

Le taux de turbidité d'une eau est un indicateur de la luminosité de cette dernière, ce qui suggère l'existence des particules en suspension qui peuvent altérer la qualité visuelle et perturber les procédés de traitement. Il s'agit d'un élément crucial qui fluctue en fonction des substances colloïdales, des polluants humiques ainsi que des contaminants qui altèrent la qualité de l'eau.

En utilisant le dispositif appelé turbidimètre, pour évaluer la résistance de l'eau à la lumière afin de lui attribuer une valeur qui varie entre :

- ✓ NTU < 5 => pour une eau claire
- ✓ NTU < 30 => pour une eau légèrement trouble.
- ✓ NTU > 50 => pour une eau trouble [15].

I.5.3. Paramètres chimiques

I.5.3.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est un paramètre clé dans l'évaluation de la pollution de l'eau, variant selon la nature des effluents (acides ou basiques). Il influence les équilibres physico-chimiques, la coagulation-floculation et les processus biologiques. Sa mesure, réalisée avec un pH-mètre ou par colorimétrie, est essentielle. De plus, le pH diminue avec l'augmentation de la température, ce qui peut affecter les traitements des eaux [16].

Tableau I.1 : Effet de la température sur le pH [16].

Température en °C	0	22	50	100	160	200	250
pH	7.5	7	6.6	6.1	5.8	5.7	5.5

I.5.3.2. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène (DBO) mesure la consommation d'oxygène par les micro-organismes pour dégrader les substances organiques en milieu aérobie, sur une période de 5 jours à 20°C et à l'ombre. Ce processus est influencé par la température, les réactions biologiques étant plus lentes en hiver qu'en période chaude. L'oxydation biologique réagit de la manière suivante :



On considère les microorganismes comme des catalyseurs qui exploitent les substrats présents dans leur environnement afin de se reproduire (création de biomasse), de maintenir les mécanismes cellulaires (création énergétique) et de produire des métabolites (libération de « déchets » de fermentation) ce qui permet d'évaluer la pollution organique d'une eau [17].

I.5.3.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène permet de déterminer la teneur de substances organiques et minérales présentes, qu'elles soient diffusées ou suspendues dans l'eau, en se basant sur la masse d'oxygène requise pour leur oxydation chimique dans son ensemble. La quantité de substance active effectuée pour oxyder les substances organiques présentes est

connue sous le nom de DCO, et elle est exprimée en $\text{mg-O}_2/\text{l}$. En général, la valeur de la DCO est :

- ✓ DCO = 1.5 à 2 fois DBO : pour les eaux usées urbaines ;
- ✓ DCO = 1 à 10 fois DBO : pour tout l'ensemble des eaux résiduaires ;
- ✓ DCO > 2.5 fois DBO : pour les eaux usées industrielles [17].

I.5.3.4. Carbone organique total (COT)

La quantité complète de substance organique carbonée dans une solution est appelée carbone organique global. On le détermine en utilisant un COT mètre [18].

I.5.3.5. Matières organiques (MO)

Ils sont produits par les industries ainsi que par l'élimination des résidus végétaux poussés par les pluies, ce qui est couramment responsable des odeurs désagréables et de la coloration de l'eau. La quantité de matière organique est évaluée en fonction de la DCO et de la DBO_5 , ce qui indique la présence de matière organique et sa capacité à se dégrader. Les eaux usées renferment une quantité importante de substances organiques pouvant entraîner l'obturation des pores du sol [19, 20].

I.5.3.6. Métaux lourds

Les métaux lourds sont des constituants en métal comme le mercure, le plomb, le cadmium..., etc., qui peuvent être nocifs pour les êtres vivants et requièrent une approche particulière [21].

I.5.3.7. Biodégradabilité (K)

Ce paramètre désigne la capacité des eaux usées à se décomposer ou bien à être oxydées par les micro-organismes qui participent à l'épuration biologique des eaux. Un coefficient K est utilisé pour représenter la biodégradabilité, comme $K = \text{DCO}/\text{DBO}_5$ [7].

I.5.3.8. Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) désigne l'aptitude d'une solution à transmettre l'électricité en employant une expression numérique. La majorité des sels minéraux présents en solution sont des conducteurs efficaces. En revanche, les composés organiques sont des conducteurs médiocres. La relation entre elle et la résistance électrique est inverse. Le niveau de conductivité d'une eau naturelle varie de 50 à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [22].

La relation entre la conductivité et la minéralisation est représentée dans le tableau ci-dessous :

Tableau I.2 : La relation entre la conductivité et la minéralisation [22].

Conductivité ($\mu\text{s} / \text{Cm}$)	Appréciation
Conductivité $< 100 \mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation très faible
$100 \mu\text{s} / \text{cm} < \text{Conductivité} < 200 \mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation faible
$200 \mu\text{s} / \text{cm} < \text{Conductivité} < 333 \mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
$333 \mu\text{s} / \text{cm} < \text{Conductivité} < 600 \mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne
$600 \mu\text{s} / \text{cm} < \text{Conductivité} < 1000 \mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation importante
Conductivité $> 1000 \mu\text{s} / \text{cm}$	Minéralisation excessive

I.6. Les conséquences de la pollution des eaux usées

La pollution des eaux usées a des conséquences graves sur plusieurs aspects de l'environnement et de la société. Sur le plan écologique, elle dégrade la qualité des cours d'eau, détruit les écosystèmes aquatiques et menace la biodiversité en raison de la présence de polluants toxiques. D'un point de vue sanitaire, elle favorise la propagation de maladies hydriques telles que le choléra, l'hépatite et la fièvre typhoïde, en contaminant les sources d'eau potable avec des micro-organismes pathogènes. Dans le secteur industriel, l'eau polluée provoque la corrosion des équipements, l'encrassement des installations et augmente les coûts de production, freinant ainsi le développement économique. En agriculture, l'irrigation avec des eaux usées contaminées altère la qualité des sols, nuit à la croissance des cultures et met en danger la santé animale et humaine [23]. Pour éviter ces impacts, un traitement efficace des eaux usées est essentiel afin de préserver les ressources en eau et protéger l'environnement.

I.7. Techniques de traitement des eaux usées

Le traitement des eaux usées vise à éliminer les polluants avant de rejeter de l'eau dans l'environnement ou de la réutiliser. Il comprend plusieurs étapes et techniques regroupées en traitements physiques, chimiques, biologique et électrochimique [24].

I.7.1. Procédés physiques

Les traitements physiques utilisent des techniques séparatives pour éliminer les polluants de l'eau à traiter. Ils sont efficaces pour éliminer les solides en suspension, les liquides non miscibles et les polluants organiques dissous. Parmi les procédés les plus courants, on peut citer le Dégrillage pour retirer les gros déchets (plastique, bois...). Ces déchets ne peuvent pas se dégrader naturellement avec le temps, ils doivent donc être éliminés mécaniquement au lieu d'être

traités biologiquement ou physico-chimiquement, le tamisage permet de filtrer les particules les plus fines contenus dans les eaux brutes et la décantation sert à séparer les matières en suspension par sédimentation [25].

I.7.2. Procédés biologiques

Le traitement biologique (figure I.7) a pour objectif d'éliminer les matières organiques, basé sur la croissance des microorganismes aux dépens des matières organiques « biodégradables » qui constituent pour eux des nutriments. On peut distinguer trois catégories des procédés biologiques : par boues activées qui est l'utilisation des bactéries pour dégrader la matière organique. L'efficacité de la boue activée dépend des activités microbiennes impliquées dans l'oxydation des composés riches en carbone et l'élimination des nutriments, à lits bactériens : qui est la filtration sur un support où se développent des microorganismes. La biomasse se développe à la surface du support et lorsqu'elle devient trop importante, la pellicule bactérienne se détache naturellement ; elle doit alors être séparée de l'effluent par décantation et le lagunage qui est un bassin naturel favorisent l'épuration par action biologique. La matière polluante, soustraite aux eaux usées, se retrouve en grande partie dans la végétation et les sédiments accumulés ; et en faible partie dans l'atmosphère sous forme de méthane et d'azote gazeux [26].

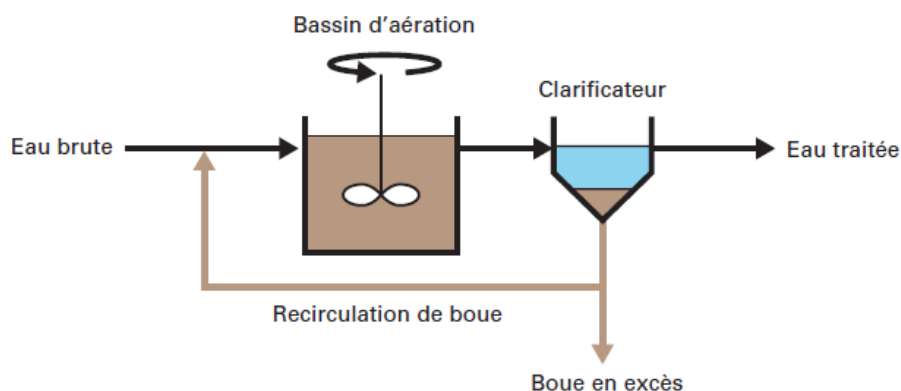


Figure I.7 : La représentation du procédé biologique des eaux usées [27].

I.7.3. Procédés chimiques

Les procédés chimiques sont très utilisés dans le traitement final des effluents, ils sont divisés en trois groupes : la désinfection qui sert à utiliser le chlore ozone ou UV, pour éliminer les germes pathogènes. La désinfection des eaux usées vise l'inactivation ou la destruction des microorganismes pathogènes présents dans les eaux usées, la filtration avancée par membranes,

charbon actif ou autres procédés. Cette méthode garantissant une purification complète de l'eau, elle permet l'élimination des nutriments tels que l'azote et le phosphore, contribuant ainsi à limiter les risques d'eutrophisation. La récupération des nutriments des eaux usées est un enjeu majeur pour améliorer la durabilité de nos systèmes de gestion des eaux usées [28].

I.7.4. Procédés électrochimiques

Les principaux problèmes liés au traitement classique des eaux usées sont : le coût d'exploitation, la durée de traitement, le transfert d'une phase à l'autre, l'efficacité réduite de l'élimination des contaminants et la diminution de la performance du processus donc l'élaboration et la création d'un dispositif de purification des eaux usées est donc nécessaire pour résoudre ces problèmes. Les traitements électrochimiques de l'eau sont apparus comme l'une des technologies prometteuses qui peut aboutir à des alternatives précieuses pour éliminer les polluants organiques et inorganiques des eaux usées. Les technologies sont globalement classées en méthode physiques et chimiques. La méthode physique implique l'électrodialyse, l'électroflottation et l'électrocoagulation, tandis que la méthode chimique couvre une réaction directe à l'électrode ou une réaction indirecte avec une espèce générée électrochimiquement [29].

Le processus d'électrocoagulation semble être la méthode électrochimique la plus efficace pour remplacer les processus traditionnels de coagulation et de flottation, car il permet de traiter des polluants de différentes compositions. Ce processus est simple en ce qui concerne la configuration de l'équipement et la méthodologie, facile à utiliser, à haute efficacité et à faible production de boue [30].

I.8. Conclusion

Le traitement et la gestion durable des eaux usées sont des enjeux environnementaux majeurs. Des réglementations strictes et l'application de technologies avancées sont essentielles pour préserver cette ressource vitale. Une sensibilisation accrue et l'amélioration des infrastructures de traitement contribueront à réduire la pollution et à assurer un accès durable à une eau de qualité. L'électrocoagulation offre une solution efficace en éliminant les polluants grâce à un courant électrique, réduisant ainsi les contaminants sans recourir à des produits chimiques. Cette méthode, économique et écologique, permet de préserver les ressources en eau et de limiter la pollution, contribuant ainsi à un développement durable.

Références bibliographiques :

1. Garcia-Segura, S., et al., Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 2017. **801**: p. 267-299.
2. Zongo, I., et al., Electrocoagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes: Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance. *Journal of Hazardous Materials*, 2009. **169**(1-3): p. 70-76.
3. Adou, K.E., et al., Coupling anaerobic digestion process and electrocoagulation using iron and aluminium electrodes for slaughterhouse wastewater treatment. *Scientific African*, 2022. **16**: p. e01238.
4. Fathallah, Z., et al., Etude physico-chimique des eaux usées de l'unité industrielle papetière (CDM) a Sidi Yahia El Gharb (Maroc). *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 2014(20).
5. Zedek, S., Dynamique de polluants émergents (parabènes, triclosan et triclocarban) dans le continuum eaux grises-milieu récepteur, Thèse de doctorat, Université Paris-Est, 2016.
6. Mousazadeh, K., et al., Domestic greywater treatment using electrocoagulation-electrooxidation process: optimisation and experimental approaches. *Scientific Reports*, 2023.**13**(1):p. 15852.
7. Soares-Pereira, C., A. Bressy, and G. Varrault, Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation des micropolluants: de la station d'épuration au milieu récepteur. Université Paris Est, France. Spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement, 2016. **300**.
8. HATI, A. and B.M. Lamine, Analyse et Diagnostic de l'irrigation par ruissellement à l'aide des eaux épurées de la Stepde Ouargla et détermination de la dose reçue. Université KASDI-MERBAH Ouargla.
9. Naidoo, S. and A.O. Olaniran, Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources. *International journal of environmental research and public health*, 2014. **11**(1): p. 249-270.
10. Rosen M.A., et al., Evaluating the Thermal Pollution Caused by Wastewaters Discharged from a chain of Coal-Fired Power Plants along a River. *Sustainability*, 2015. **7**(5):p. 5920-5943.
11. Banik, C.; He, Z., The Impact of Heavy Metal Contamination on Soil Health. In *Managing Soil Health for Sustainable Agriculture*, 2018. **2**:pp. 1–36.

12. Ashbolt, N.J. Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. *Current environmental health reports*, 2015. **2**(1):p. 95-106.
13. Gutiérrez-Capitan, M., et al., Organoleptic Analysis of Drinking Water Using an Electronic Tongue Based on Electrochemical Microsensors. *Sensors*, 2019. **19**(6):p. 1435.
14. Fatima A.A., et al., Evaluation of seasonal variation of physico-chemical parameters of hospital wastewater treatment plant. *Adv. Appl. Sci.*, 7(4).
15. Randrianarimanana, J.J., Etude expérimentale de la représentativité spatiale des vitesses et des polluants particuliers en réseau d'assainissement. 2016, Université de Nantes.
16. Al Bazed, et al., Correlation between operating parameters and removal efficiency for chemically enhanced primary treatment system of wastewater. *Bulletin of the National Research Centre*, 2020. **44**(1):p. 107.
17. Aguilar-Torres, J.A., et al., COD, DBO₅, and TOC in water, 2023, An overview through time. *SN Applied Sciences*, 5, Article 419.
18. Da Silva, M.C., Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, CNRS-UPR, 2008. **6811**.
19. Soares B.S., et al., Exploring the Removal of Organic Matter in Constructed Wetlands Using First Order Kinetic models. *Water*, 2022. **14**(3):p. 472.
20. Wang G., et al., Removal Efficiency and Performance Optimization of Organic Pollutants in Wastewater Using New Biochar Composites. *Catalysts*, 2023. **13**(1):p. 184.
21. Kamar, F.H., et al., Removal of hexavalent chromium ions from the simulated wastewater using electrocoagulation process. *SIMI*, 2018: p. 111.
22. Khaoulani, S. Traitement d'eaux usées par adsorption sur des polymères de cyclodextrine et développement de capteurs chimiques à base de membranes de verres de chalcogénures destinées à la détection des ions Hg²⁺. 2015. Université du Littoral Côte d'Opale.
23. Gargiulo, V., F. Di Natale, and M. Alfe, From agricultural wastes to advanced materials for environmental applications: Rice husk-derived adsorbents for heavy metals removal from wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024. **12**(5): p. 113497.
24. Abouzlam, M., Optimisation d'un procédé de traitement des eaux par ozonation catalytique, Université de Poitiers, 2014.
25. Mimeche, L., Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride-Application à la région de Biskra, Université Mohamed Khider Biskra, 2014.

26. Ayral, C., Elimination de polluants aromatiques par oxydation catalytique sur charbon actif. Institut National Polytechnique de Toulouse-INPT, 2009.
27. Guenouai, R., Suivi et Etude des procédés d'épurations des eaux usées urbaines au niveau de l'ONA Touggourt/Ouargla et caractérisation par méthode physico-chimiques. Université Ouargla, 2018.
28. Martínez-Huitle, C.A. and M. Panizza, Electrochemical oxidation of organic pollutants for wastewater treatment. *Current Opinion in Electrochemistry*, 2018. **11**: p. 62-71.
29. Dia, O., et al., Utilisation des procédés électrochimiques et leurs combinaisons avec les procédés biologiques pour le traitement des lixiviats de sites d'enfouissement sanitaires- revue de littérature. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2016. **29**(1): p. 63-89.
30. Moussa, D.T., et al., A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of environmental management*, 2017. **186**: p. 24-41.

Chapitre II :

Généralités sur

l'électrocoagulation

II.1. Introduction

La dépollution des eaux usées par électrocoagulation (EC) est aujourd'hui une technologie de traitement particulièrement attractive et en plein essor. Le procédé repose sur l'application d'un courant électrique à travers l'eau contaminée. La simplicité d'utilisation de l'EC se traduit par l'absence de besoin en produits chimiques externes, ce qui limite non seulement les risques de manipulation et d'introduction de nouveaux contaminants, mais réduit également la production de boues chimiques difficiles à traiter. L'électrocoagulation se distingue par sa capacité à traiter efficacement une grande variété de polluants, sa simplicité opérationnelle, son impact environnemental limité et sa contribution à la réduction des besoins énergétiques globaux des systèmes de traitement des eaux. Ces atouts font de cette technologie une composante essentielle des stratégies modernes de dépollution, capable de répondre aux enjeux croissants de la qualité de l'eau dans divers contextes d'application [1].

II.2. Histoire et développement de l'électrocoagulation (EC)

En 1880, Webster dépose le premier brevet américain sur l'utilisation de l'EC pour l'élimination des résidus, avec des électrodes en fer. En 1909, les États-Unis accordèrent à J.T. Harries une licence pour l'épuration des eaux résiduaires à l'aide d'électrodes en aluminium et en fer. Les études ont continué pour les eaux résiduaires présentant des propriétés vraiment variées : Holden (1956) examine l'opportunité de transformer les eaux de surface en eau potable, tandis que Sadek (1970) propose l'élimination des phosphates dans les eaux usées par échange électrochimique. Back et ses collègues (1974) utilisent cette méthode afin de traiter les déchets provenant des secteurs d'agroalimentaire [2].

En 1975, Strokach mentionne différents « électrocoagulateurs », qui permettent de traiter et de reconvertir les eaux résiduaires pour les réutilisations. Au bout du compte, en 1984, Vik effectue un travail très important qui illustre que la technique d'électrocoagulation peut servir à la production de l'eau potable en partant des eaux naturelles norvégiennes très riches en substances humiques. Toutefois, au cours des années récentes, on observe un accroissement d'intérêt et sa mise en pratique s'est développée, bien des industriels l'utilisant pour la gestion de leurs déchets [3].

II.3. Définition d'électrocoagulation (EC)

L'électrocoagulation consiste à fabriquer des agents de déstabilisation électrochimiques (comme l'aluminium, le fer) qui neutralisent la charge électrique afin d'éliminer le polluant. Les colloïdes sont des agents déstabilisants qui neutralisent les charges lors de l'électrolyse dans le processus EC. À titre d'exemple, on utilise des anodes en aluminium pour fabriquer des cations

aluminium qui ont le même effet que l'ajout d'aluminium à base de coagulants dans les systèmes de traitement classiques [4]. L'électrocoagulation a gagné en importance en raison de son efficacité, souvent supérieure aux autres méthodes, pour éliminer les diverses formes de pollution classées selon les indicateurs indiqués dans la figure ci-dessous :

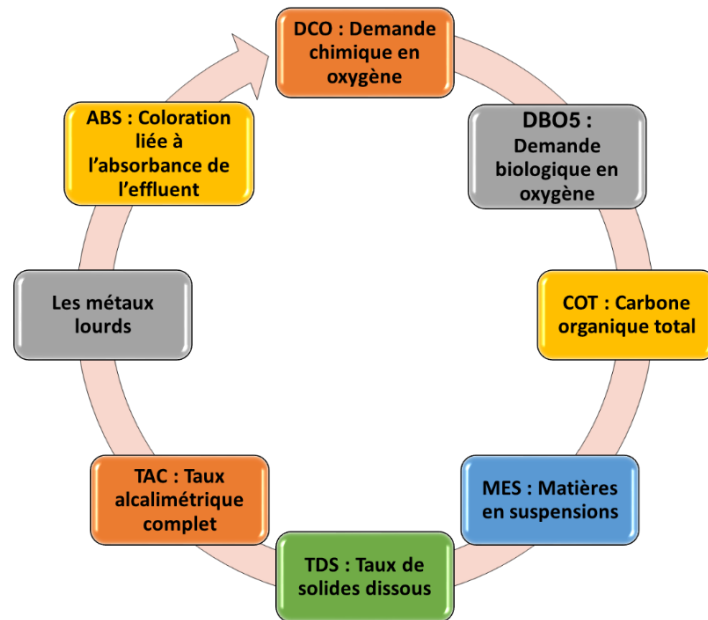


Figure II.1 : Les indicateurs de pollution des eaux usées [5].

II.4. Principes de l'EC

La technologie électrochimique de l'électrocoagulation (figure II.2) consiste à utiliser une cellule électrochimique pour traiter l'eau et les eaux usées. Dans sa forme la plus basique, elle consiste à appliquer une tension continue aux électrodes, généralement en aluminium ou bien en fer [6]. La dissolution électrochimique d'un métal sacrificiel permet de produire des coagulants in situ et en continu, sans avoir besoin d'ajouter de sels métalliques et/ou de polymères synthétiques dans le milieu. Cette méthode repose sur la formation de floccs d'hydroxydes métalliques dans les eaux usées en dissolvant des anodes solubles au niveau de l'électrode [7].

L'utilisation de l'EC nécessite peu de réactifs et aide à diminuer le volume des boues produit par rapport à la méthode traditionnelle. Cette méthode consiste à établir un courant électrique entre deux électrodes immergées dans un liquide électrolytique présent au sein d'un réacteur pour produire les cations in situ (Fe^{2+} ou Al^{3+}). La présence de microbulles d'hydrogène gazeux H_2 près de la cathode provoque le flottage des substances éliminées en se déplaçant à la surface de la solution à considérer [8].

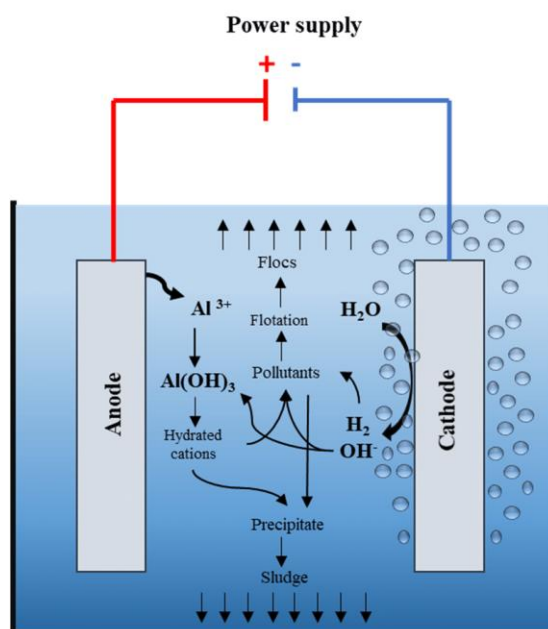


Figure II.2 : Le principe de fonctionnement d'électrocoagulation [8].

Cette approche à peu près comme son nom le précisé repose sur la collaboration entre les trois technologies principales : l'électrochimie, la coagulation et la flottation [9]. Ainsi, il est possible de distinguer trois types de processus en électrocoagulation : Les phénomènes électrochimiques, La coagulation, L'hydrodynamique.

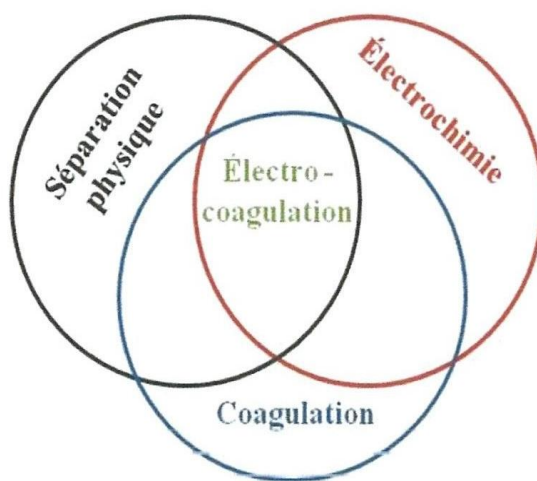


Figure II.3 : Les catégories d'interaction observées dans la méthode d'EC [9].

II.5. Les matériaux utilisés pour les électrodes de l'électrocoagulation

Le déchet se déplacera à l'intérieur d'une cellule composée d'un ou de multiples couples d'électrodes entre lesquels circule une énergie électrique qui provoquera des réactions électrochimiques [10].

A l'anode :

La réaction d'oxydation entraîne la transition du métal de l'état solide à l'état ionique.



L'aluminium se décompose comme suit :



Du fait du capacité standard largement négatif du couple Al/Al^{3+} , l'aluminium interagit avec l'eau lorsque des anions tels que les chlorures sont présents [11].



Les substances métalliques formées par les hydroxydes neutralisent les charges hydrostatiques présentes à la surface des nuisibles. Par conséquent, en diminuant la force de répulsion électrostatique entre les particules, la gravité de Van der Waals s'impose, ce qui facilite l'agrégation et la floculation des particules. De cette manière, les particules volumineuses sont décantées ou flottent en fonction du poids moléculaire.

L'eau est électrolysée à la cathode et à l'anode. Si un milieu est acide, on observe les réactions suivantes :



Les ions hydroxydes se combinent avec les cations métalliques. L'espèce dominante est influencée par le pH de l'environnement. En ce qui concerne l'aluminium, il existe de nombreux substances anioniques et cationiques.

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

Rappellent que les floccs polymérisent et $nAl(OH)_3$ offrent $Al_n(OH)_{3n}$ [12]

Avec (n) correspond au nombre d'ions d'hydroxydes qui entourent le métal aluminium dans le champ de coordination. L'importance des complexes polymériques en solution augmente à mesure que la concentration des Al^{3+} augmente. Les composées $Al_2(OH)_5^{+}$, $Al(OH)_3$,..... Les colloïdes suspendus peuvent être déstabilisés en adsorbant, neutralisant ou précipitant les substances contaminantes dissoutes dans la solution, ce qui les convertis en floccs rapidement extraits par précipitation, filtration ou flottation [13].

Au niveau de la cathode, la réduction de l'eau entraîne la création d'hydrogène, ce qui facilite la flottation des éléments floculés. Les microbulles sont relativement petites et leur taille est en intervalle de 20 et 30 micromètres. Selon des recherches récentes, il a été démontré que la récupération de l'hydrogène du processus EC pourrait compenser les dépenses opérationnelles en raison de sa valeur en tant que source d'énergie verte. Quel que soit le type d'électrode utilisé, ces bulles gênent ou diminuent la constitution de dépôts au niveau de la cathode, ce qui entraîne une augmentation du rendement de l'EC [14].

II.6. Chimie de l'aluminium

L'aluminium et le fer sont les substances métalliques les plus fréquemment employés en électrocoagulation, car ils ont des espèces ioniques à charge trois. Dans les deux situations, il est possible que les substances employées soient de moindre qualité, ce qui réduit les dépenses liées aux équipements achetés [15].

Le plus fréquemment, l'aluminium est employé sous forme d'alliage dont les caractéristiques et les propriétés sont principalement influencées par les éléments ajoutés. D'après l'ajout, il existe sept groupes métalliques d'aluminium. L'aluminium s'oxyde au contact de l'air donnant de l'oxyde Al_2O_3 protecteur. L'aluminium naturel ne change pas avec l'eau d'un autre côté les compositions métalliques aurait la possibilité de réagir avec l'eau si la couche d'oxyde d'aluminium de protection ne se constituait pas [16].

Les acides minéraux peuvent altérer l'aluminium. La dissolution devient plus rapide avec une concentration plus forte d'acide. Il se dissout également dans la soude caustique 0.5N [17]. En solution aqueuse l'ion trivalent Al^{3+} prend la forme hydratée $Al(H_2O)_6^{3+}$ par contre il est noté Al^{3+} Pour simplifier l'écriture [18]. En fonction du pH l'ion Al peut réagir avec les ions OH^- pour former différents complexes tels que : $Al(OH)Al(OH)^{2+}$ et $Al(OH)_2^+$ (complexes cationiques), $Al(OH)_3$ (complexes neutres) et $Al(OH)_4^-$ (complexes anioniques) selon l'équation chimique ci-dessous :



Voici un tableau synthétique représentant les espèces principales des ions d'aluminium en fonction du pH de la solution aqueuse :

Tableau II.1 : les espèces principales des ions d'aluminium en fonction du pH [19]

Réactions	pK _i
$\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})^{2+} + \text{H}^+$	5.03
$\text{Al}(\text{OH})^{2+} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_2^+ + \text{H}^+$	3.7
$\text{Al}(\text{OH})_2^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + \text{H}^+$	6.5
$\text{Al}(\text{OH})_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_4^- + \text{H}^+$	8.1

Les acides minéraux peuvent dégrader l'aluminium. La vitesse de dissolution augmente avec une concentration plus élevée en acide. En milieux aqueux, l'ion trivalent existe sous une forme hydratée [20]. Pourbaix (1963) a élaboré les courbes potentiel-pH de divers substances métalliques en analysant leur comportement réactif d'oxydo-réduction dans les conditions d'équilibre thermodynamique. Pour le cas de l'aluminium, les substances solides Al , Al_2O_3 humidifiées, Al_2O_3 anhydre et $\text{Al}(\text{OH})_3$; les éléments ioniques Al^{3+} et AlO_2^- ainsi que les réactions d'oxydation d'aluminium coexistent et qui sont représentés par le diagramme d'équilibre potentiel-pH (figure II.4) [21].

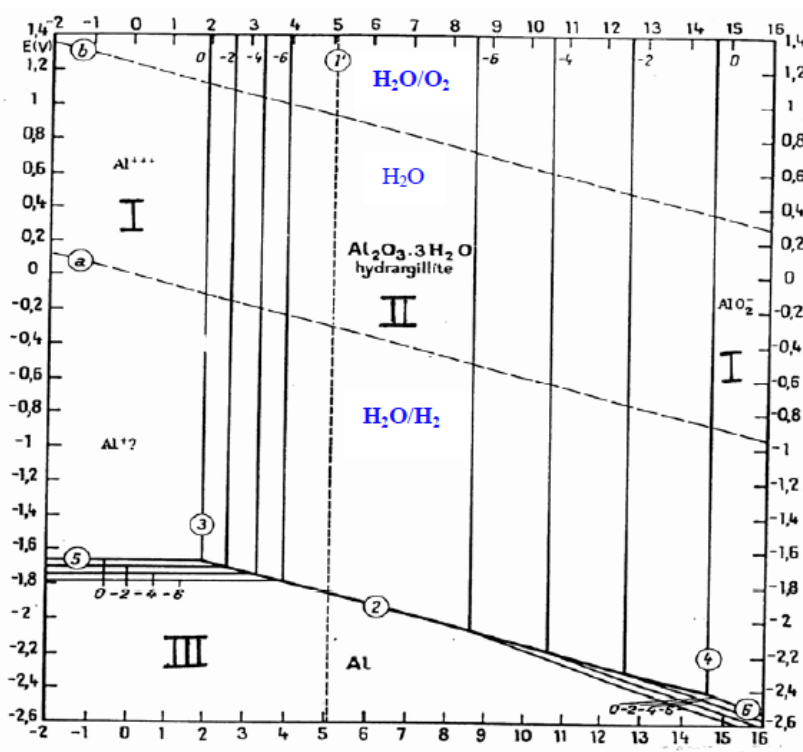


Figure II.4 : Diagramme d'équilibres tension – pH, du l'ensemble aluminium / eau [21].

II.7. Principes fondamentaux de l'électrolyse

Le processus d'électrocoagulation implique plusieurs phénomènes interconnectés, comme : des réactions chimiques (interactions entre ions et réactions d'oxydoréduction), des processus physiques (transfert de charge entre les électrodes et la solution, hydrodynamique dans l'espace entre les électrodes), ainsi que des phénomènes d'adsorption (tant physique que chimique, impliquant hydroxydes, ions métalliques et polluants) [16]. Il est essentiel de comprendre tous ces événements afin de maîtriser et d'optimiser le processus. Cela se réalise grâce à la connaissance de plusieurs lois :

II.7.1. La cinétique de transfert de charge ou loi de Butler-Vollmer

Les courbes courant-potentiel sont influencées par la vitesse à laquelle se déroule le transfert de charge et de matière à l'interface électrode-solution. Dans la réaction illustrée par (figure II.5), on aperçoit principalement le transfert de l'élément A de la solution vers la surface de l'électrode, l'adsorption chimique ou physique de A en fonction de sa composition à la surface de l'électrode, le transfert de charge entre la surface et l'élément adsorbé qui donne naissance à B, la désorption de l'élément B et le transfert de l'élément B de la surface vers l'électrolyte [2].

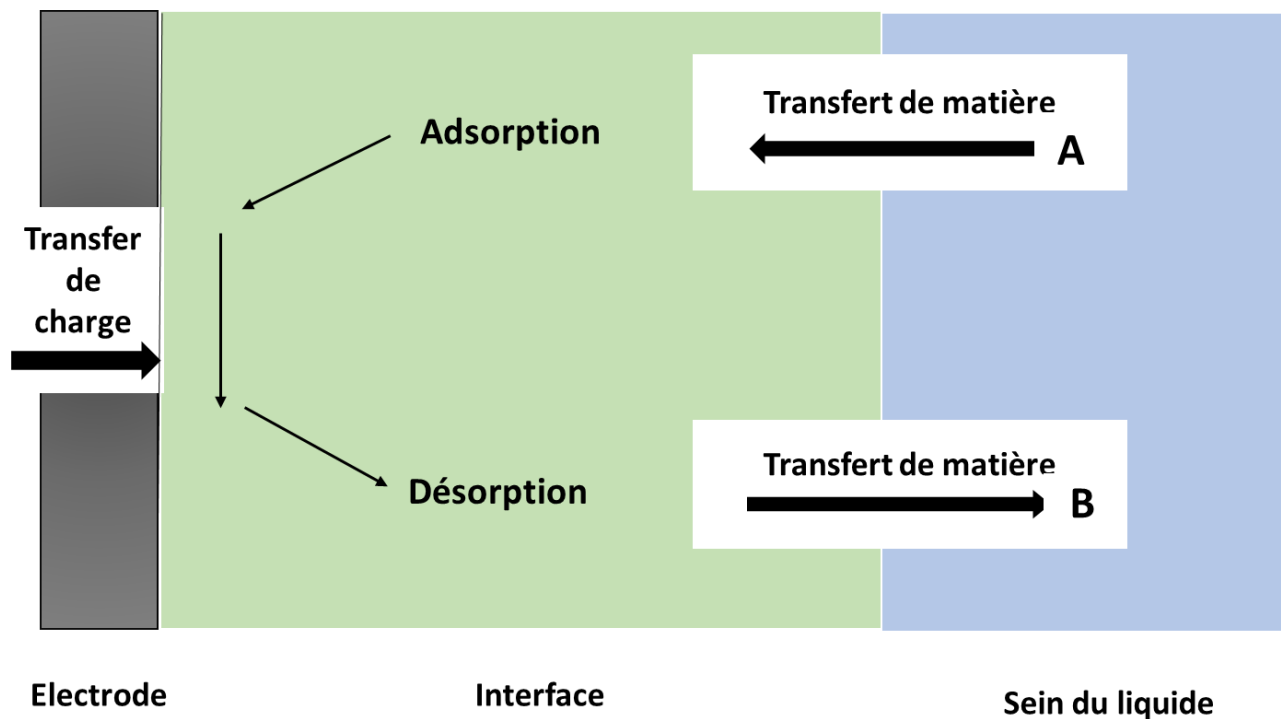


Figure II.5 : Phases de transport de matières [2]

Dans le cas d'une interaction réversible, l'équation de Butler-Volmer montre comment la densité de courant varie en fonction de la surtension en l'absence de limitation par le transfert de matière. Elle est présentée par la relation suivante :

$$i = i_0 \left[\exp \left(\alpha \frac{VeF}{RT} \eta \right) - \exp \left(-1(1-\alpha) \frac{VeF}{RT} \eta \right) \right] \quad (7)$$

Où i_0 , Selon cette théorie, la densité du courant d'échange est exprimée par :

$$i_0 = nFK^{\circ} (C^{\circ}_{\text{Red}})^{\alpha} (C^{\circ}_{\text{Ox}})^{1-\alpha} \quad (8)$$

Où k exprime le coefficient de transfert de charge.

On peut faciliter la réaction dans les situations suivantes :

- a)** Lorsqu'il y a une légère surtension près de l'équilibre thermodynamique (aucun courant net ne circule à travers l'électrode c'est-à-dire que les vitesses de la réaction d'oxydation et de réduction sont égales), Cet équilibre est décrit par une équation simple (9) qui relie la densité de courant électrochimique au potentiel appliqué E .

$$i = i_0 \cdot \frac{VeF}{RT} \cdot \eta \quad (9)$$

- b)** Lorsque la surtension absolue est élevée, la densité de courant est exprimée par :

- Pour l'anode : $i = i_0 \exp \left(\alpha \frac{VeF}{RT} \cdot \eta_a \right) \quad (10)$

- Pour la cathode : $i = i_0 \exp \left(-1(1-\alpha) \frac{VeF}{RT} \cdot \eta_c \right) \quad (11)$

La surtension se formule par l'expression de Tafel : $\eta = a + b \ln|i|$ [22].

II.7.2. La règle de Faraday

L'oxydation du métal à l'anode et la réduction de l'eau à la cathode constituent les réactions chimiques principales qui se produisent dans l'appareil d'électrocoagulation. La masse de matériau d'électrode dissoute peut être déterminée par la loi de Faraday lorsque le courant électrique appliqué et le temps de traitement sont connus.

$$m = \frac{I \cdot \Delta t \cdot M}{Ve \cdot F} \quad (12)$$

m : La masse de matériau d'électrode dissoute (g.cm^{-2}) ; I : La densité de courant (A.cm^{-2}) ;
 Δt : Le temps d'électrocoagulation (en secondes) ; M : La masse moléculaire du matériau d'électrode (g.mol^{-1}) ; Ve : Le nombre d'électrons dans la réaction d'oxydation / réduction ; F : constante de Faraday (96500 C.mol^{-1}).

Cette équation montre que la production d'aluminium à la cathode dépend principalement de la durée du traitement et de la charge électrique transférée par unité de volume. Grâce à cette loi, on peut évaluer la masse théorique consommée par électrolyse et en suppose un rendement faradique, qui correspond à la proportion de la perte de masse effective des électrodes lors des expériences m_{exp} par rapport à la masse théorique dégagée établie par la loi de Faraday m_{the} :

$$\phi = \frac{m_{exp}}{m_{the}} = \frac{3.F}{M.I.t} \Delta m_{exp} \quad (13)$$

La décomposition chimique du métal peut souvent entraîner une augmentation du rendement faradique par rapport à l'unité [23].

II.7.3. La tension de cellule

Au cours du passage du courant au sein d'un compartiment électrochimique, la tension augmente. La tension se divise en différents éléments :

- La potentialité d'équilibre réversible de l'anode, $E_{0,a}$
- La surcharge d'activation à l'anode, η_{Aa} , qui dépend de l'intensité du courant
- La surcharge de propagation à l'anode, η_{Da} , provenant de la variation de la teneur de l'élément A entre l'anode et la solution électrolytique, par la relative lenteur des événements de propagation -convection.
- La diminution de la densité de la solution provoque l'effondrement ohmique, ce qui convertit une partie de l'énergie électrique générée en chaleur grâce à l'effet Joule.
- La surcharge de propagation à la cathode η_{Dc} , engendré par la graduation de concentration près au voisinage de la cathode.
- La surcharge d'activation η_{Ac} de la réaction électrochimique créer à la cathode
- La potentialité d'équilibre réversible de la cathode, E_{0c} [22].

L'équation suivante donne donc la tension appliquée :

$$U_C = E_a - E_a + \eta_{Aa} + \eta_{Da} + |\eta_{Dc}| + |\eta_{Ac}| + R_S I \quad (14)$$

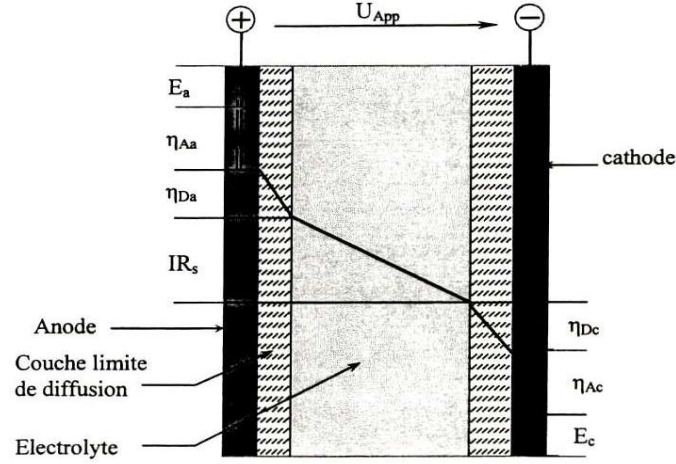


Figure II.6 : La répartition de la tension électrique [22].

R_s est la résistance ohmique de l'électrolyte. Dans notre système, les électrodes planes sont disposées en parallèle et à une distance d'une de l'autre, ce qui donne :

$$R_s = \frac{d}{A \cdot \kappa} \quad (15)$$

La superficie géométrique d'une face d'électrode est représentée par A, tandis que la conductivité de l'électrolyte est κ [16].

II.7.4. Energie et rendements d'électrolyse

On détermine également un rendement par rapport à l'énergie utilisée lors de la production d'une mole de B en plus du rendement faradique. On détermine ce rendement en comparant l'énergie théorique requise pour former une mole de B à l'énergie effectivement utilisée lors de l'électrolyse [12]. Ce rendement d'électrolyse peut être réduit à :

$$\phi_E = \phi \frac{U_0}{U_C} \quad (16)$$

Avec ϕ , le rendement faradique, U_0 la variation du potentiel standard de la réaction anodique ou cathodique et U_C , la tension réelle de la cellule.

La variation de potentiel est inversement proportionnelle à la somme des variations d'enthalpie libre des processus anodiques et cathodiques, ΔG , ce qui entraîne la relation suivante entre le rendement d'électrolyse et le potentiel :

$$\phi_E = \frac{\Delta G}{vF \cdot U_C} \phi \quad (17)$$

Le facteur $\left(\frac{\Delta G}{vF.U_C}\right)$ représente le rendement en tension, $\frac{U_0}{U_C}$.

La consommation d'énergie électrique, qui peut être exprimée en Watt heure ou en Joule, est calculée en fonction de la tension réelle U_C , de l'intensité I et de la période considérée Δt : [12]

$$W = U_C \cdot I \cdot \Delta t \quad (18)$$

II.8. Paramètres influençant l'EC

Plusieurs facteurs tels que les électrodes polarisées, la constitution de la solution, les paramètres externes et les facteurs électriques tels que le potentiel électrique et la charge du courant peuvent influencer une réaction électrochimique. Dans les dernières années, on a utilisé la stratégie des plans expérimentaux afin d'analyser l'impact du chaque paramètre et l'interaction entre les paramètres au cours du processus d'élimination des polluants dans les effluents [24].

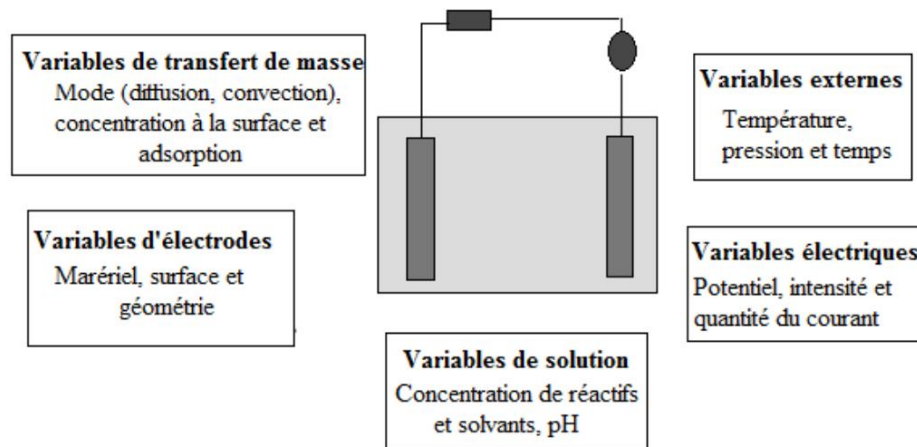


Figure II.7 : Les paramètres qui influent la réaction électrochimique [24].

II.8.1. Le courant imposé

Le courant appliqué dans le système contrôle la vitesse de dissolution électrochimique des électrodes anodiques et la libération des bulles d'hydrogène sur les électrodes cathodiques [25]. Il influence également la vitesse des particules ionisées, favorisant ainsi leur interaction. Une intensité de courant insuffisante limite la production d'hydroxydes et la libération d'hydrogène à la cathode, réduisant ainsi le courant global. Cela nécessite un temps de séjour plus long de l'effluent dans le réacteur pour garantir une qualité optimale de l'eau traitée [26].

II.8.2. La conductivité d'eau brute

Les principaux facteurs influençant la circulation du courant dans une cellule électrochimique sont la capacité électrolytique du milieu, sa concentration, son pH, la surface et l'espacement des

électrodes, ainsi que la température. Une conductivité adéquate est essentielle pour un échange ionique efficace. Si la conductivité est insuffisante, la résistivité du milieu augmente, nécessitant une tension élevée pour permettre le passage du courant. Pour améliorer cette conductivité, un électrolyte peut être ajouté, comme le chlorure de sodium (NaCl), souvent utilisé en électrocoagulation en raison de son innocuité et de son coût abordable [6].

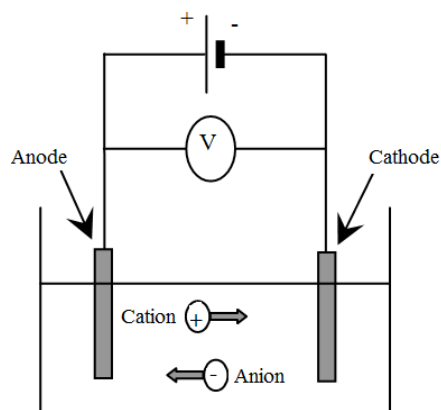


Figure II.8 : Une pile électrochimique [6].

II.8.3. Le potentiel hydrogène de l'eau brute

La composition chimique de l'eau brute affecte la génération de gaz et la dissolution des hydroxydes lors de l'électrolyse. En électrocoagulation, le pH augmente dans les milieux acides et diminue dans les milieux basiques en raison de la formation d'ions OH^- à la cathode. Cette variation de pH dépend du rapport entre les ions OH^- et les protons H^+ . Un pH compris entre 5,8 et 7,4 favorise la formation optimale des hydroxydes métalliques d'aluminium [27].

II.8.4. Température de l'eau brute avant traitement

L'électrocoagulation est optimisée jusqu'à 65°C, mais une température excessive modifie l'interface gaz-liquide et réduit l'efficacité d'élimination des polluants. De plus, une chaleur accrue favorise de grandes bulles d'hydrogène, accélérant leur montée et diminuant la fixation des particules. Ainsi, le processus est généralement mené à température standard [28].

II.8.5. La structure des électrodes

Les électrodes utilisées pour l'électrocoagulation des eaux usées varient selon l'effluent à traiter et les installations disponibles. Elles peuvent être cylindriques, sous forme de lits en suspension, de plaques métalliques étendues ou d'électrodes planes, ces dernières étant les plus courantes en recherche et en application [1]. Les principales configurations de connexion des anodes et cathodes incluent les électrodes monopolaires en parallèle (MP-P), en série (MP-S) et

les électrodes bipolaires en série (BPS). La figure illustre ces trois types d'arrangements d'électrocoagulation [15].

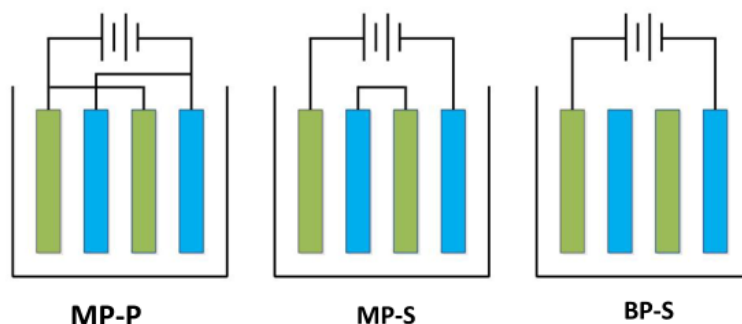


Figure II.9 : Les types d'arrangements d'électrocoagulation [15].

II.8.6. Autres facteurs influençant l'EC

La qualité du traitement par électrocoagulation dépend de la distance entre les électrodes, qui varie selon la conductivité de l'eau à traiter. L'espacement doit aussi prendre en compte le risque de colmatage et la facilité d'entretien. La perte de tension ohmique est directement liée à cette distance et à la conductivité de la solution. D'autres facteurs, comme la texture des électrodes et l'homogénéisation dans le réacteur, influencent également le transfert et l'activation du processus [29].

II.9. Exemples d'effluents traités par électrocoagulation

Le traitement de nombreux effluents liquides a été soumis à de nombreux travaux fondamentaux ou plus appliqués [30].

Tableau II.2 : Les différents traitements en EC

Référence	Constitution	Rendement	Electrodes
[18]	Eaux usées	94,40 % du couleur, 97,02 % de DCO et 90,91% de turbidité	Fe /Fe
[25]	Effluents industriels de la distillerie	90,57% de couleur et 86,57 de DCO	Fe/Fe
[31]	Eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers	85% de DCO	Fe/Fe
[30]	Les eaux usées minières industrielles	99% de turbidité	Al/Al
[32]	Eaux usées contiennent des ions de chrome hexavalent	96,58 % d'élimination des ions Cr^{3+}	Fe/Fe
[33]	Eaux usées de l'imprimerie réelle	9% - 19% de TDS 38%-41% de DCO	Titane et zinc
[34]	Les eaux usées d'un moulin à l'huile d'olive	52% de DCO pour Al 42% de DCO pour Fe	Al/Al Fe/Fe

[35]	Eaux usées contiennent des produits pharmaceutiques	93,20%- 87,75 d'élimination du chlorhydrate d'oxytétracycline pour AL et Fe	Al/Al Fe/Fe
[36]	Eaux usées contiennent le phosphore	93% -96% du phosphore pour Al et Fe	Al/Al Fe/Fe
[37]	Eaux usées contiennent des métaux lourds	97% d'élimination des ions Cu^{2+} , Cr^{3+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}	En acier au carbone
[38]	Eaux usées industrielles	100% de couleur et 99,90% de DCO	Fe/Fe
[39]	Les eaux usées du bain de teinture réactive	85,8% de couleur et 80,9 de DCO	Fe/Fe
[40]	Eaux usées contiennent du fluore	97% d'élimination du fluore	Al/Al
[41]	Eaux usées contiennent du colorant azoïque	99% du colorant et 80 du DCO	PbO_2
[42]	Eaux usées contiennent d'acétate polyvinyle	90,4% du DCO, 91,3% du TSS, 93,9% d'élimination du PVAC, et 59,7% du TDS	
[43]	Eaux usées industrielles contiennent des polluants organiques	69% DCO, 71% DBO5, 83% couleur, 80% turbidité et 99% coliformes totaux.	Al+Fe
[44]	Les eaux usées d'encre d'imprimerie	82% DCO, 98% Couleur et 85% MES	Al/Al
[45]	Les eaux Usées de la transformation de la réglisse	90,1 % de couleur, 89,4 % de DCO, 82 % de turbidité et 73,3 % d'alcalinité.	Fe/Fe

II.10. Les avantages et les inconvénients de l'électrocoagulation

Cette méthode permet de fabriquer l'agent coagulant sur place, ce qui signifie qu'il n'y a pas de frais liés au transport et à l'entreposage des réactifs chimiques. De cette manière, les dangers d'incidents menaçant les équipements et le personnel sont réduits. En outre, étant donné qu'il n'existe pas d'ajout de produits chimiques, la teneur en anions non désirés ou en sels n'augmente pas par rapport à l'usage de la précipitation chimique traditionnelle. Le processus d'EC est efficace pour les décharges lessivées, les polluants domestiques, les polluants de galvanoplastie, les polluants textiles, les effluents des industries alimentaires et les effluents de blanchisserie les colloïdaux microscopiques. Le potentiel électrique appliqué entre les électrodes joue un rôle essentiel, ce qui entraîne l'élimination de certaines souches de bactéries [46].

Les inconvénients principaux d'EC se rapportent essentiellement pour les eaux à faible conductivité. Quand de l'eau contaminée présente une conductivité très réduite, il est préconisé d'ajouter du chlorure de sodium à de très faibles concentrations. De plus, une forte concentration des ions calcium et hydrogénocarbonate entraîne la formation d'une accumulation de calcaire sur la cathode, ce qui accroît la résistivité de la cellule. La solution la plus facile à cette difficulté consiste à changer la polarité de manière périodique. Il est aussi essentiel de planifier un nettoyage mécanique régulier des électrodes en utilisant des solutions acides [47].

II.11. Conclusion

L'électrocoagulation est une technique de traitement des eaux usées qui utilise un courant électrique pour dissoudre des électrodes métalliques (généralement en fer ou en aluminium) et libérer des ions chargés. Ces ions réagissent avec les polluants présents dans l'eau, formant des particules solides qui se déposent ou flottent à la surface, facilitant ainsi leur élimination. Cette méthode est utilisée pour éliminer divers contaminants, notamment les métaux lourds, les matières organiques, les colorants, les huiles et les micro-organismes. Ses principales applications se trouvent dans les industries agroalimentaire, pétrolière, textile, pharmaceutique et le traitement des eaux potables. Les raisons de son utilisation incluent l'efficacité élevée dans l'élimination des polluants, le coût réduit en termes de produits chimiques et d'entretien, le processus respectueux de l'environnement sans ajout de réactifs chimiques nocifs, la facilité de mise en œuvre et d'automatisation, la production réduite de boues par rapport aux méthodes conventionnelles. Elle constitue ainsi une solution durable pour le traitement des eaux usées industrielles et domestiques.

Référence bibliographique

1. Shen, M., et al., Efficient removal of microplastics from wastewater by an electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 2022. **428**: p. 131161.
2. Zodi, S., Étude de l'épuration d'effluents de composition complexe par électrocoagulation et des couplages intervenants entre le traitement électrochimique et l'étape de séparation: application à l'industrie textile et papetière. Thèse de doctorat, Université de Lorraine, 2012: p. 196.
3. Gousmi, N. and K. Bensadok, Etude de l'appliquabilité du procédé d'électrocoagulation pour le traitement de rejets pétroliers. 2016.
4. Mostefa, N.M. and M. Tir, Coupling flocculation with electroflotation for waste oil/water emulsion treatment. Optimization of the operating conditions. *Desalination*, 2004. **161**(2): p. 115-121.
5. Alcalá-Delgado, A.G., et al., Industrial wastewater treated by galvanic, galvanic Fenton, and hydrogen peroxide systems. *Journal of water process engineering*, 2018. **22**: p. 1-12.
6. Bayramoglu, M., et al., Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 2004. **37**(2): p. 117-125.
7. Bellebia, S., et al., Color removal from acid and reactive dye solutions by electrocoagulation and electrocoagulation/adsorption processes. *Water Environment Research*, 2009. **81**(4): p. 382-393.
8. Emamjomeh, M.M. and M. Sivakumar, Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of environmental management*, 2009. **90**(5): p. 1663-1679.
9. Hakizimana, J.N., et al., Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 2017. **404**: p. 1-21.
10. Mollah, M.Y.A., et al., Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Journal of hazardous materials*, 2001. **84**(1): p. 29-41.
11. Heidmann, I. and W. Calmano, Removal of Zn (II), Cu (II), Ni (II), Ag (I) and Cr (VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 2008. **152**(3): p. 934-941.

12. Bennajah, M., Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflottation en réacteur airlift. 2007. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique (Toulouse).
13. Govindan, K., et al., Comparison and understanding of fluoride removal mechanism in Ca^{2+} , Mg^{2+} and Al^{3+} ion assisted electrocoagulation process using Fe and Al electrodes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2015. **3**(3): p. 1784-1793.
14. Roa-Morales, G., et al., Aluminum electrocoagulation with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie processing. *Separation and Purification Technology*, 2007. **54**(1): p. 124-129.
15. Fouad, Y., et al., Performance of an electrocoagulation cell with horizontally oriented electrodes in oil separation compared to a cell with vertical electrodes. *Chemical Engineering Journal*, 2009. **145**(3): p. 436-440.
16. Zongo, I., Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation: application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Spécialité: Génie des procédés et des produits, 2009. **226**.
17. Can, O., M. Bayramoglu, and M. Kobya, Decolorization of reactive dye solutions by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Industrial & engineering chemistry research*, 2003. **42**(14): p. 3391-3396.
18. Ebba, M., P. Asaithambi, and E. Alemayehu, Investigation on operating parameters and cost using an electrocoagulation process for wastewater treatment. *Applied Water Science*, 2021. **11**(11): p. 175.
19. Asaithambi, P. and R. Govindarajan, Hybrid sono-electrocoagulation process for the treatment of landfill leachate wastewater: optimization through a central composite design approach. *Environmental Processes*, 2021. **8**: p. 793-816.
20. Kobya, M., O.T. Can, and M. Bayramoglu, Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of hazardous materials*, 2003. **100**(1-3): p. 163-178.
21. Bensadok, K., Procédés de traitement d'émulsions huile/eau et eau/huile cas particulier d'émulsions d'huile de coupe. Thèse de doctorat, 2007, Université Houari Boumédièn, Alger.

22. Khemis, M., Étude théorique et expérimentale du procédé d'électrocoagulation: application au traitement des effluents liquides hautement chargés en impuretés organiques et métalliques. Thèse de doctorat, 2005, Institut National Polytechnique de Lorraine.
23. Talhi, B., Optimisation de la réduction des nitrates par voie électrochimique, Thèse de doctorat, 2010, Institut National Polytechnique de Lorraine.
24. Asselin, M., Utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées industrielles chargées en matière organique. 2007: Institut National de la Recherche Scientifique (Canada).
25. Asaithambi, P., et al., Investigation of direct and alternating current–electrocoagulation process for the treatment of distillery industrial effluent: Studies on operating parameters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021. **9**(2): p. 104811.
26. Dubrawski, K.L., C. Du, and M. Mohseni, General potential-current model and validation for electrocoagulation. *Electrochimica Acta*, 2014. **129**: p. 187-195.
27. Cañizares, P., et al., The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 2009. **163**(1): p. 158-164.
28. Doggaz, A., Déferrisation des eaux par procédé d'électrocoagulation: étude des phénomènes physico-chimiques et réactionnels impliqués. 2018, Université de Lorraine; Université de Carthage (Tunisie).
29. Zhao, S., et al., Hardness, COD and turbidity removals from produced water by electrocoagulation pretreatment prior to reverse osmosis membranes. *Desalination*, 2014. **344**: p. 454-462.
30. Touahria, S., et al., Clarification of industrial mining wastewater using electrocoagulation. *International Journal of Electrochemical Science*, 2016. **11**(7): p. 5710-5723.
31. Asaithambi, P., et al., Removal of pollutants with determination of power consumption from landfill leachate wastewater using an electrocoagulation process: optimization using response surface methodology (RSM). *Applied Water Science*, 2018. **8**: p. 1-12.
32. Kamar, F.H., et al., Removal of hexavalent chromium ions from the simulated wastewater using electrocoagulation process. *SIMI*, 2018: p. 111.
33. Safwat, S.M., Treatment of real printing wastewater using electrocoagulation process with titanium and zinc electrodes. *Journal of Water Process Engineering*, 2020. **34**: p. 101137.

34. Inan, H., et al., Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation. Separation and purification technology, 2004. **36**(1): p. 23-31.
35. Nariyan, E., A. Aghababaei, and M. Sillanpää, Removal of pharmaceutical from water with an electrocoagulation process; effect of various parameters and studies of isotherm and kinetic. Separation and Purification Technology, 2017. **188**: p. 266-281.
36. Mores, R., et al., Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. Separation and Purification Technology, 2016. **171**: p. 112-117.
37. Al-Shannag, M., et al., Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. Chemical Engineering Journal, 2015. **260**: p. 749-756.
38. Asaithambi, P., et al., Industrial wastewater treatment using batch recirculation electrocoagulation (BRE) process: Studies on operating parameters. Sustainable Chemistry for the Environment, 2023. **2**: p. 100014.
39. Aygun, A., B. Nas, and M.F. Sevimli, Treatment of reactive dyebath wastewater by electrocoagulation process: Optimization and cost-estimation. Korean Journal of Chemical Engineering, 2019. **36**: p. 1441-1449.
40. Graça, N.S., A.M. Ribeiro, and A.E. Rodrigues, Removal of fluoride from water by a continuous electrocoagulation process. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2019. **58**(13): p. 5314-5321.
41. Rahmani, A.R., et al., Degradation of azo dye CI Acid Red 18 using an eco-friendly and continuous electrochemical process. Korean Journal of Chemical Engineering, 2016. **33**: p. 532-538.
42. Ehsani, H., et al., Continuous electrocoagulation process for pretreatment of high organic load moquette industry wastewater containing polyvinyl acetate: a pilot study. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2022. **102**(10): p. 2260-2276.
43. Linares-Hernández, I., et al., Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. Chemical engineering journal, 2009. **148**(1): p. 97-105.
44. Zampeta, C., et al., Printing ink wastewater treatment using combined hydrodynamic cavitation and pH fixation. Journal of Environmental Management, 2022. **317**: p. 115404.

45. Abbasi, S., et al., A novel single continuous electrocoagulation process for treatment of licorice processing wastewater: optimization of operating factors using RSM. *Process Safety and Environmental Protection*, 2020. **134**: p. 323-332.
46. Janpoor, F., A. Torabian, and V. Khatibikamal, Treatment of laundry waste-water by electrocoagulation. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2011. **86**(8): p. 1113-1120.
47. Tashauoei, H.R., et al., Comprehensive dataset on fluoride removal from aqueous solution by enhanced electrocoagulation process by persulfate salts. *Data in Brief*, 2023. **50**: p. 109492.

Partie expérimentale

Chapitre III : Matériels et méthodes

III.1. Introduction

Ce chapitre explore les diverses phases analytiques du processus d'électrocoagulation appliqué aux eaux usées, dans la perspective d'une optimisation multi-objectifs:

- ✓ L'évaluation des facteurs ayant une influence significative sur le rendement de l'électrocoagulation des eaux usées et l'identification des paramètres majeurs dont les effets seront observés (étape de criblage ou de screening) ;
- ✓ Spécification des plages de variation pour chaque paramètre retenu ;
- ✓ Conception d'un plan d'expérience factoriel basé sur ces paramètres et leurs plages ;
- ✓ Développement du modèle mathématique et évaluation de sa fiabilité ;
- ✓ Prévion des effets et des corrélations des paramètres ;
- ✓ Test d'optimisation des performances de la consommation biologique et chimique d'oxygène ;
- ✓ Test d'optimisation de l'efficacité énergétique ;
- ✓ Amélioration des aspects techniques et économiques du procédé pour suggérer une variante réalisable [1].

Une étude préliminaire s'avère intéressante qui nous permettra d'établir l'ordre d'importance des différents paramètres et définir leurs domaines de variation.

III.2. Etude préliminaire

Les paramètres qui ont un effet significatif sur la performance d'électrocoagulation sont les suivants :

- ✓ La nature des électrodes,
- ✓ La surface des électrodes,
- ✓ L'intensité de courant appliquée,
- ✓ Le temps de la réaction,
- ✓ Le pH,

III.3. Paramètres expérimentaux

III.3.1. Volume réactionnel

La réaction électrochimique se produit entre les électrodes. Le volume résiduel est le volume de la solution qui est en dehors du champ électrique qui s'applique entre les électrodes. L'effet de ce volume mort dans le milieu de réaction peut être atténué par un renforcement de la turbulence de la solution en utilisant un dispositif d'agitation (magnétique ou autre). Cela permet d'obtenir une concentration uniforme et un écoulement du liquide entre les électrodes.

III.3.2. Solution initiale

Une solution réactionnelle contient de l'eau brute prélevée à l'entrée de l'installation de traitement des eaux résiduaires de la ville de Guelma (ONA). Sa concentration est caractérisée par :

- Une demande biologique en oxygène DBO_5 initiale de 184 mg d' O_2 /l.
- Une demande chimique en oxygène DCO initiale de 215 mg d' O_2 /l et 135 mg d' O_2 /l.

III.3.3. Critères de la réaction

Les essais préliminaires ont tous été conduits à la température ambiante du laboratoire. Le pH de la solution réactionnelle est ajusté au préalable dans une plage spécifique de 4 - 12. Les évaluations de la consommation biologique d'oxygène durant cinq jours sont réalisées après la filtration d'eau usée traitée par électrocoagulation à l'aide d'un DBO_5 mètre. L'analyse de la consommation chimique d'oxygène est effectuée après la filtration d'eau traitée en utilisant un spectrophotomètre DCO.

Différents essais préliminaires d'électrocoagulation des eaux usées ont été effectuées en employant des électrodes en aluminium.

Électrode utilisée

Les électrodes les plus utilisés sont l'aluminium (Al) et le Fer (Fe), ils ont des caractéristiques non toxiques et une capacité d'élimination des contaminants. Bien que les matériaux de la cathode et de l'anode soient normalement constitués du même métal, la dissolution de l'électrode ne se produit que à l'anode [2].

Pour notre étude, nous avons retenu l'électrode en aluminium car c'est un excellent conducteur électrique accessible sur le marché à des coûts modérés. Un ensemble des essais pour chaque expérience été réalisé de manière préliminaire dans le but de définir le rendement de la consommation biologique, chimique d'oxygène et la dépense énergétique. Les facteurs retenus après criblage sont l'intensité du courant, le pH du milieu réactionnel et le temps. Les observations issues de ces tests préliminaires et la sélection des facteurs et leurs intervalles de variation sont détaillés dans le chapitre des résultats.

III.4. Mise en place d'un plan d'expérience

III.4.1. Introduction

La méthode statistique du plan d'expérience consiste à utiliser des données expérimentales afin de prédire les variables de sorties, connues sous le nom de réponse (Y), en identifiant une corrélation entre les variables d'entrées, connues sous le nom de facteurs (X), impliquant leurs interactions [3]. On peut utiliser cette méthode statistique pour ajuster une surface de réponse et trouver la meilleure valeur d'entrée afin d'optimiser le processus en minimisant le nombre d'expérience. En outre, le plan expérimental qu'on a utilisé est le plan factoriel complet à trois niveaux de type 3^n recommandé pour ce genre d'étude. Il est simple à appliquer et permet d'examiner de manière autonome l'influence de plusieurs facteurs ainsi que leurs interactions. En testant chaque paramètre à trois valeurs (faible, moyenne et élevée), ce plan offre une analyse complète du système expérimental et facilite l'organisation ainsi que l'interprétation des résultats [4].

III.4.2. Plan d'expérience

Un plan d'expérience est une approche statistique dont l'objectif principal est d'optimiser les résultats expérimentaux tout en minimisant le nombre d'essais et les ressources mobilisées [5]. Son élaboration repose sur une analyse approfondie des facteurs à étudier et leurs intervalles de variation. Cette méthode permet de quantifier simultanément l'effet de chaque facteur (influence individuelle), les interactions entre eux, ainsi que leur coopération sur les réponses mesurées qui sont le rendement de l'abattement de la DCO, DBO_5 et la dépense énergétique [2].

III.4.3. Méthodologie

Dans cette étude les trois fonctions-réponses à modéliser et à améliorer représentent le rendement exprimé par la demande biologique ; chimique en oxygène (maximum) et la dépense énergétique (minimum). Une étude de l'effet individuel de chaque facteur sur ces trois réponses, ainsi que leurs interactions combinées (connexions possibles), est essentielle pour mener une analyse simulée des différents effets. Cette approche permet d'évaluer non seulement les paramètres examinés, mais aussi d'extrapoler l'analyse à d'autres conditions opérationnelles.

Le tableau III.1 présente la structure du plan d'expérience retenu, impliquant trois facteurs, chacun évalué à trois niveaux.

Tableau III.1 : La structure d'un plan expérimental impliquant trois facteurs.

Facteur	X ₁	X ₂	X ₃
Niveau bas	-1	-1	-1
Niveau moyen	0	0	0
Niveau haut	1	1	1

III.4.4. Les facteurs et les fonctions-réponses

La sélection des facteurs s'appuie généralement sur les données de la littérature, complétées et validées par des expériences préliminaires. Chaque facteur est ajusté sur trois niveaux : bas, moyen et haut, symbolisés respectivement par -1, 0 et +1. Chaque expérimentation sera menée avec une association de facteurs et leurs intervalles de variation. De ce fait, la méthodologie expérimentale en faisant varier les trois facteurs selon trois degrés sera de type plan factoriel complet noté 3³ et comportera 27 expériences. Le total des expériences représente toutes les configurations possibles entre ces trois facteurs et leurs trois degrés. Les trois réponses opérationnelles estimées sont l'efficacité de la consommation biologique ; chimique d'oxygène et la consommation d'énergie [6,7].

III.4.4.1. Rendement d'abattement de la pollution

Le rendement épuratoire est déterminé en mesurant la demande biologique et chimique en oxygène des eaux usées au début et à la fin de chaque expérimentation, réalisée selon les conditions opératoires spécifiées. Les expressions d'efficacité seront déterminées par l'évolution de la DCO et de la DBO₅ des eaux usées sous l'influence d'un flux électrique, relatif à la DCO et la DBO₅ initiales, conformément à la relation :

$$\eta = \frac{DCO_i - DCO_f}{DCO_i} * 100 \quad (1)$$

• Où :

η : Le rendement (%); **DCO_i** : Demande chimique en oxygène initiale (mg d'O₂/l); **DCO_f** : Demande chimique en oxygène finale (mg d'O₂/l).

$$\eta = \frac{DBO_{5i} - DBO_{5f}}{DBO_{5i}} * 100 \quad (2)$$

• Où :

η : Le rendement (%); **DBO_{5i}** : Demande biologique en oxygène initiale (mg d'O₂/l); **DBO_{5f}** : Demande biologique en oxygène finale (mg d'O₂/l).

III.4.4.2. La consommation d'énergie

L'énergie dépensée indiquée à 1 mg de DCO (mg-d'O₂/l) est calculée en KWh/mg-DCO réduite comme suit [8] :

$$E = \frac{I \cdot U \cdot t}{m} \quad (3)$$

Tel que : **E** : L'énergie consommée en KWh/mg-DCO ; **I** : La puissance du courant (A) ; **U** : Le potentiel (volt) ; **t** : Le temps en (min) ; **m** : Le poids de DCO réduite (mg- d'O₂/l).

III.4.4.3. L'intervalle de variation

Dans les essais, les facteurs suivants sont examinés :

- ✓ La température est stabilisée à une température ambiante 22±3 °C afin de prévenir des variations du potentiel d'hydrogène et la capacité conductrice ;
- ✓ Le courant (en Ampère) imposé est directement délivré par une source d'énergie électrique sur les deux terminaux des électrodes, ce qui maintient les intensités de courant supérieures. L'électrode étalon n'est pas utilisée ici, ce qui signifie que les mesures de courant mentionnée dans les publications sont données en comparaison avec une électrode sacrificielle [9].

Les différentes analyses (DBO₅, DCO et détermination de l'énergie consommée) sont effectuées au fur et à mesure au laboratoire d'analyses industrielles et Génie des matériaux au niveau de l'université 8 Mai 45 de Guelma (LAIGM). Une fois, les facteurs et leurs intervalles de modification bien précisés, les expérimentations sont effectuées dans toutes les configurations possibles des trois facteurs dans leurs trois degrés de modification.

III.4.4.4. La vérification du modèle

Les résultats de 27 expériences sont analysés et conduisent à la création d'un modèle mathématique (statistique) basé sur trois paramètres. Cependant, il est essentiel de tester la fiabilité de ce modèle en utilisant des tests statistiques tels que la vérification des erreurs résiduelles, l'analyse des écarts et les tests t-Student et de Fischer [10].

La variance est l'examen initial effectué selon le modèle. L'analyse de variance d'écart permet de tester l'effet des facteurs sur les réponses (l'efficacité d'abattement de la consommation biologique en oxygène durant cinq jours, l'efficacité d'abattement de la consommation chimique en oxygène et la dépense énergétique). Cette évaluation facilite également d'apprécier si les influences sont issues des facteurs non maîtrisés. L'écart sur les paramètres (tiré de la variance) produit une mesure significative des paramètres du modèle. Les paramètres qui représentent des

valeurs en dessous de cette erreur ont un effet marginal vis-à-vis des autres paramètres et seront supprimés du modèle [11].

III.5. Equipements, appareillages et substances chimiques employées

Un éventail d'appareillage a été exploité durant les tests en vue d'atteindre plusieurs cibles particulières. Leurs spécifications sont consignées dans le tableau III.2 :

Tableau III.2 : Les appareils utilisés dans les expériences.

Instrument/Dispositif	Usage
Aluminium	Électrodes
Générateur de courant continu	Génération d'un potentiel, L'observation de l'intensité du courant
pH mètre	Mesurer le pH
Thermomètre	Mesurer la température
Agitateur magnétique	Agitation de la solution
Filtre en fibre de verre	Filtration des échantillons de l'eau traité
DBO-mètre	Détermination de la consommation biologique d'oxygène durant 5 jours
Spectrophotomètre	Détermination de la consommation chimique d'oxygène
Chronomètre	Le mesure du temps de réaction

III.5.1. Description du dispositif

Pour étudier l'application industrielle du procédé d'électrocoagulation, il est essentiel d'étudier les performances du procédé dans le traitement des eaux usées au sein d'un réacteur à flux continu La configuration expérimentale est illustrée à la figure III.1.

L'expérience d'électrocoagulation est réalisée dans une cellule électrochimique en pyrex translucide à double enveloppes permettant le contrôle de la température. Les électrodes utilisées en aluminium de forme cylindriques et de nuance A-4UG d'appellation commerciale (2017-Al). Elles sont alimentées par un générateur de courant continu : AX 501 metrix dont la quelle, on a introduit un volume de 500 ml d'eau usée (ce qui autorise à réaliser une surveillance visuelle du phénomène d'électrocoagulation).

Un agitateur magnétique est employé afin d'homogénéiser le volume d'effluent introduit dans la cellule, ce qui réduit la probabilité de collision des particules et facilite la formation de floccs.

Un pH mètre de type (NIETTLER TOLEDO, Seven Easy) menu d'une sonde de température, un conductimètre digital (EC 215) et un chronomètre respectivement assurant ainsi le suivi des

paramètres à étudier en direct. Une configuration d'électrodes mono-polaires est retenue dans ce dispositif tel qu'il est présenté par la figure III.1.

Le choix des électrodes doivent être en accord avec la recherche d'un compromis entre efficacité épuratoire et limitation de la consommation énergétique, c'est la raison pour laquelle on a utilisé deux électrodes en Aluminium cylindrique parallèles de diamètre 0,9 cm et e longueur 6,5 cm d offrant une surface nominale immergée 18,369 cm² chacune.



Figure III.1 : Le montage Expérimental.

III.5.2. Fonctionnement du dispositif mesure et analyse

III.5.2.1. Prétraitement des électrodes

Les électrodes ont été initialement frottées avec du papier de verre à gain 50 pour enlever la couche d'oxydation (rouille) accompagnée d'un frottement à l'aide d'un papier abrasif très fin pour se débarrasser de l'oxyde passif couche de leur surface. Plus tard les électrodes ont été essuyées avec du tissu de laboratoire puis émergées dans l'acétone pur pour éliminer les impuretés potentielles des surfaces. Les électrodes ont été nettoyées de tout résidu à l'eau distillé et séchées avant utilisation.

III.5.2.2. Mode opératoire

Les expériences d'électrocoagulation ont été menées conformément au même protocole. Avant chaque essai, les électrode doivent être immergées dans une solution d'acétone à faible concentration dans le but d'enlever toutes impuretés entravant l'adhésion aux électrodes tel un film mince d'aluminium pouvant apparaître en réaction avec l'oxygène de l'air à la surface des électrodes, ensuite elles sont fixées par des noix de serrage suivie d'une immersion dans un

volume de 500 mL formant l'échantillon à traiter par électrocoagulation à l'intérieur de la cellule électrochimique développant ainsi une surface immergée nominale, ses électrodes sont reliées au bloc d'alimentation notre échantillon à traiter par électrocoagulation dans la cellule électrochimique créant ainsi une surface submergée nominale de 40 mm², ses électrodes sont branchées au dispositif d'alimentation (source de courant électrique : AX 501 metrix) fonctionnant en continu avec un ampérage réglable selon les besoins.

L'ensemble est maintenu en agitation douce de 300 tr/min pour assurer l'homogénéisation ; favorisant ainsi les interactions entre les polluants et l'agent coagulant généré par la corrosion anodique d'aluminium. Pour renforcer la capacité conductrice du milieu et réduire l'impact de la résistivité ohmique, il est recommandé d'ajouter du chlorure de sodium (NaCl). Ainsi une quantité minime de solution saline est ajoutée au début de chaque test à raison de 0,02 g/l.

Selon la littérature, l'ajout d'un électrolyte améliore considérablement l'efficacité du procédé d'électrocoagulation. Cet ajout augmente la conductivité de l'eau usée, ce qui favorise le transport ionique, réduit la chute de potentiel dans la cellule et diminue la consommation énergétique du procédé.

Le choix du chlorure de sodium comme électrolyte est justifié par la capacité des ions chlorure à limiter la formation d'ions secondaires tels que les anions HCO₃⁻ et SO₄⁻², qui peuvent favoriser la précipitation du carbonate de calcium. Ce dernier forme une couche isolante à la surface des électrodes, pouvant réduire leur efficacité. Les ions Cl⁻ favorisent également l'oxydation des électrodes, contribuant à la formation d'espèces actives, notamment le chlore, responsable de la destruction de nombreux contaminants. De plus, ils améliorent la dissolution de l'aluminium et la formation d'hydroxyde d'aluminium, principal agent coagulant.

La consommation de masse d'aluminium est suivie afin d'évaluer, de manière plus précise la quantité de coagulant produite durant le traitement.

III.5.2.3. Mesures

Le pH est un indicateur du degré d'avancement de la réaction parce qu'il peut modifier les caractéristiques de la surface des hydroxydes d'aluminium tels que charge ou potentiel zêta. Ce potentiel, appelé potentiel électrocinétique, décrit la charge électrique présente à l'interface entre les particules et le milieu environnant. Il conditionne donc la stabilité colloïdale et l'agrégation des particules [12]. Pour cela, des mesures d'alcalinité sont requises pour analyser le rendement de la réaction. On utilise l'électrode de mesure de pH uniquement lorsque le générateur n'est pas en

fonctionnement. Un calibrage de l'électrode est essentiel avant le démarrage de chaque expérience.



Figure III.2 : Mesure de pH.

L'intensité est mesurée directement au niveau du générateur électrique. Cette mesure est essentielle pour le calcul de l'énergie consommée pendant la réaction. Le générateur fournit une lecture du voltage et de l'intensité avec une précision comprise entre 0 et 5.46 A. Chaque expérience commence par la mesure de l'espacement entre les électrodes.

III.5.2.3.1. Filtration par pompe sous vide

Placer le papier filtre dans l'entonnoir et humidifier légèrement le papier pour qu'il adhère ensuite verser l'eau traité dans l'entonnoir. La pompe crée un vide qui accélère la filtration, le liquide passe et le solide reste sur le filtre.



Figure III.3 : Filtration sous vide.

III.5.2.3.2. Analyse de DCO

Une analyse de la DCO correctement effectuée est importante pour déterminer l'efficacité du traitement des eaux usées et peut aider à diagnostiquer tout problème de traitement. On mesure la DCO à l'aide d'un spectrophotomètre qui est très pratique [13].

Un spectrophotomètre : AL200 COD Vario est un appareil utilisé pour mesurer l'absorbance de la lumière à une longueur d'onde spécifique pour une solution et il est permet de quantifier la concentration en matière organique présente dans un échantillon d'eau après le traitement par électrocoagulation. Les étapes de manipulation sont comme suit :

- ✚ **Préparation de l'échantillon** : Remplir un tube réactif DCO avec un volume de 2 ml de l'échantillon, bien renfermer et agiter doucement pour homogénéiser.
- ✚ **Digestion thermique** : Placer le tube dans un thermoréacteur à 150 °C pendant 2 heures pour permettre l'oxydation des matières organique par le dichromate.
- ✚ **Refroidissement** : Sortir les tubes et les laisser refroidir à température ambiante.
- ✚ **Lecture au spectrophotomètre** : Nettoyer l'extérieur du tube puis insérer le tube dans le spectrophotomètre et sélectionner le programme DCO correspondant. Le spectrophotomètre calcule directement la valeur de DCO exprimée en mg O₂/L.



Figure III.4 : Analyse de DCO.

III.5.2.3.3. Analyse de la DBO₅

La DBO₅ est un indicateur essentiel de la qualité de l'eau notamment pour évaluer la pollution organique. On mesure la DBO₅ à l'aide d'un DBO-mètre qui est très pratique [14]. Les étapes de manipulation sont comme suit :

- + **Préparation de l'échantillon** : Nettoyer et rincer les flacons DBO et ensuite filtrer les échantillons de l'eau traité pour enlever les solides grossières.
- + **Remplissage des flacons** : Remplir les flacons jusqu'au bord pour éviter les bulles d'air et bien renfermer pour éviter l'entrée d'oxygène. Ajouter une petite quantité de NaOH dans un petit récipient suspendu à l'intérieur de la bouteille pour absorber le dioxyde de carbone produit pendant l'incubation pour ne mesurer que la consommation d'oxygène.
- + **Mise en place dans l'appareil** : Placer les flacons dans le DBO- mètre et assurer que les sondes sont bien positionnées ensuite régler la durée de l'analyse qui est cinq jours et lancer l'analyse.
- + **Lecture au DBO-mètre** : Après une durée de cinq jours, la mesure de la DBO_5 est automatisée et s'affiche directement sur l'appareil.



Figure III.5 : Analyse de DBO_5 .

III.6. Conclusion

En résumé, c'est le chapitre qui a présenté de manière détaillée l'ensemble des matériels, les dispositifs expérimentaux utilisés dans le traitement des eaux usées par électrocoagulation. Afin de mener à bien cette étude, nous avons également expliqué la notion de plan d'expérience et précisé les objectifs qu'il vise à atteindre dans notre travail pour évaluer et optimiser le procédé d'électrocoagulation. L'approche expérimentale mise en œuvre permet non seulement d'étudier l'influence de chaque paramètre sur l'efficacité du traitement, mais aussi de fournir une base solide pour l'optimisation du procédé.

Références bibliographiques

1. Talhi, B., Optimisation de la réduction des nitrates par voie électrochimique. Thèse de doctorat, 2010, École de technologie supérieure.
2. Zongo, I., Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation: application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Spécialité: Génie des procédés et des produits, 2009. **226**.
3. Aygun, A., B. Nas, and M.F. Sevimli, Treatment of reactive dyebath wastewater by electrocoagulation process: Optimization and cost-estimation. Korean Journal of Chemical Engineering, 2019. **36**: p. 1441-1449.
4. Shokri, A., Degradation of 4-Chloro phenol in aqueous media thru UV/Persulfate method by Artificial Neural Network and full factorial design method. International Journal of Environmental analytical chemistry, 2022. **102**(17): p. 5077-5091.
5. İrdemez, Ş., Y.Ş. Yildiz, and V. Tosunoğlu, Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes. Separation and purification Technology, 2006. **52**(2): p. 394-401.
6. Jasim, M.A. and F.Y. AlJaberi, Investigation of oil content removal performance in real oily wastewater treatment by electrocoagulation technology: RSM design approach. Results in Engineering, 2023. **18**: p. 101082.
7. Shokri, A. and B. Nasernejad, Treatment of spent caustic wastewater by electro-Fenton process: kinetics and cost analysis. Process Safety and Environmental Protection, 2023. **172**: p. 836-845.
8. Elhadeuf, K., et al., Optimization of the electrocoagulation process by central composite design for the elimination of poly black dye using recycled aluminum electrodes. Desalination and Water Treatment, 2023. **283**: p. 280-298.
9. AlJaberi, F.Y., New design of an electrocoagulation reactor to remove pollutants from groundwater: Analysis and optimization using response surface methodology. South African Journal of Chemical Engineering, 2023. **46**: p. 205-216.
10. Talhi, B., F. Monette, and A. Azzouz, Effective and selective nitrate electroreduction into nitrogen through synergistic parameter interactions. Electrochimica acta, 2011. **58**: p. 276-284.

11. Assaad, E., et al., Metal removal through synergic coagulation–flocculation using an optimized chitosan–montmorillonite system. *Applied clay science*, 2007. **37**(3-4): p. 258-274.
12. Cañizares, P., et al., The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 2009. **163**(1): p. 158-164.
13. Zhao, S., et al., Hardness, COD and turbidity removals from produced water by electrocoagulation pretreatment prior to reverse osmosis membranes. *Desalination*, 2014. **344**: p. 454-462.
14. Herisson, J., Biodétérioration des matériaux cimentaires dans les ouvrages d'assainissement–Étude comparative du ciment d'aluminate de calcium et du ciment Portland. 2012, Université Paris-Est.

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction

Cette partie présente et analyse les résultats expérimentaux obtenus dans le cadre de l'étude du traitement des eaux usées de la ville de Guelma par l'électrocoagulation. Un processus électrochimique peut être affecté par divers paramètres associés d'une part à la nature et le type de l'électrode utilisée et d'autre part à la constitution de la solution ; sa nature et des facteurs extérieures [1]. Les performances du procédé ont été évaluées selon plusieurs paramètres, tels que l'efficacité d'élimination de la demande biologique et chimique en oxygène en concomitance avec la consommation énergétique. Les résultats sont discutés à la lumière des travaux existants afin de mettre en évidence les avantages et les perspectives d'amélioration du procédé.

L'objectif visé est d'identifier et évaluer les conditions optimales pour une application efficace et durable dans le traitement des eaux polluées.

IV.2. Etude préliminaire

Les facteurs pouvant affecter l'électrocoagulation, d'une manière générale, sont : le courant électrique imposé, la conductivité de l'eau brut, le pH du milieu, la surface et la distance entre les électrodes, la température de l'eau brut et le temps du traitement. Une série d'essais a été effectuée de manière préliminaire et systématique afin d'analyser les limites et l'impact de ces facteurs concernant le traitement des eaux usées par voie électrochimique (voir figures IV.1 et figure IV.2). Les facteurs ayant un effet notable et significatif sur le rendement exprimé par la consommation biologique et chimique en oxygène et la dépense énergétique font l'objectifs multiples de cette présente étude.

Les paramètres pris en considération sont le pH, le courant électrique et temps de traitement en utilisant des électrodes en aluminium. Dans toutes les expériences, les eaux de rejets subissent un traitement de purification en discontinu en fonction des paramètres de d'étude.

IV.2.1. Effet du potentiel d'hydrogène initial

Le pH joue un rôle primordial induisant la performance du fonctionnement d'EC. Plusieurs travaux de recherche [2] ont montré que les mécanismes de la production de Al^{3+} est fortement affecté par le pH du milieu qui peut avoir un impact sur la formation des bulles de gaz, sur la solubilité et le changement de surface des unités des différents hydroxydes générés lors de l'électrolyse.

Lorsque la valeur du pH est faible, les ions métalliques produits à l'anode se fixent aux colloïdes anionique (naturellement présents dans les eaux usées), ce qui a pour effet de neutraliser leur charge et de réduire leur solubilité [3].

IV.2.2. Effet du courant électrique

En général, l'efficacité de purification est augmentée par une quantité plus importante de courant appliqué par surface unitaire d'électrode : le principe de la loi de Faraday, cependant, la tendance opposée peut être observée par une nouvelle augmentation du courant électrique. Durant les expériences, le courant appliqué au système EC dicte la dose d'ions Al^{3+} diffusées et les coagulants résultants ainsi que la taille des bulles et leur taux de production. Ainsi, la densité de courant affecte un impact très considérable sur la vitesse de réaction au sein du réacteur EC. Par conséquent, il est essentiel d'étudier l'influence de la charge électrique sur les performances du traitement des eaux usées [4].

IV.2.3. Effet de la durée d'électrolyse

La durée d'une réaction est l'un des facteurs opérationnels les plus critiques affectant directement le fonctionnement d'un réacteur d'électrocoagulation. La durée du processus de traitement doit être évaluée pour déterminer combien de temps il faudra pour créer un nombre adéquat d'électrocoagulant, $Al(OH)_3$, pour la réduction des polluants par adsorption des eaux résiduaires. Un temps de réaction prolongé augmente la dissolution de l'anode (sa dégradation) et par conséquent favorise la production d'ions métallique et d'un plus grand nombre de bulles d'hydrogène. Cet effet combiné améliore l'élimination des contaminants [5].

Afin d'évaluer l'efficacité de l'électrocoagulation sur les eaux usées provenant de la station d'épuration de la ville de Guelma, nous avons mesuré et étudié l'influence des facteurs que nous jugions avoir un impact notable sur ce mode de traitement notamment (le potentiel d'hydrogène du milieu, le potentiel ou l'intensité de courant et le temps de traitement). L'évaluation de la consommation biologique en oxygène (DBO_5), la consommation chimique en oxygène (DCO) et la dépense énergétique sont également examinés. Les propriétés des eaux résiduaires de la station de dépollution de Guelma avant la prise en charge par EC sont indiquées dans le tableau ci-dessous :

Tableau IV.1 : Les composantes des eaux usées brute de la STEP.

Paramètres	Valeur moyenne	Maximum
pH	7,52 ±	7,8 ±
T°(C)	15,42 ±	18,2 ±
Conductivité (µs°)	1,398	1,8
DCO (mg d'O ₂ /l)	386,70	488
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	215	284,4
MES (mg/l)	278,7	300
Turbidité (NTU)	202,29	550
NO ₃ ⁻ (mg/l)	4,22	6,5
NO ₂ ⁻ (mg/l)	4,46	5,8

Les données du tableau (IV.1) montrent que le pH initial (potentiel d'hydrogène) de l'eau est environ 7,52. Cette valeur est initialement très favorable au procédé d'électrocoagulation, car le pH est un facteur déterminant pour ce type de traitement. En effet, le pH influence directement le domaine de stabilité des espèces produites durant l'électrocoagulation, notamment l'hydroxyde d'aluminium Al(OH)₃(S). Cet agent coagulant est produit in situ et est constant et dominant dans la plage de pH comprise entre 6 et 8 [6].

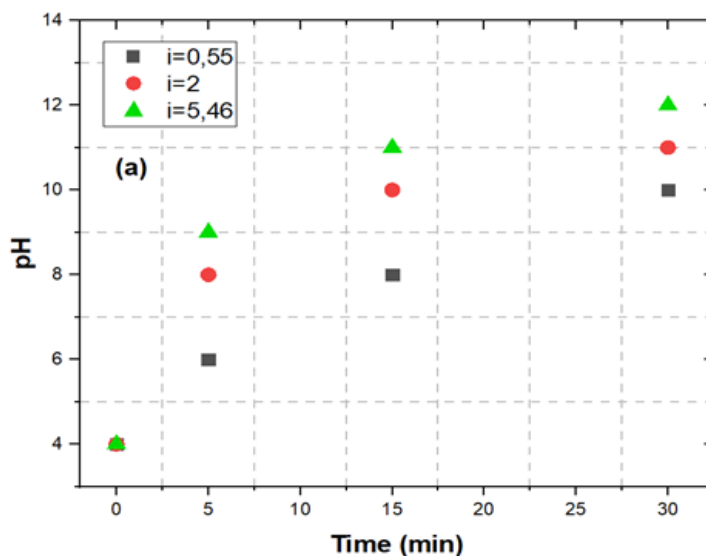


Figure IV.1 : Variation du pH du milieu en fonction du temps d'EC.

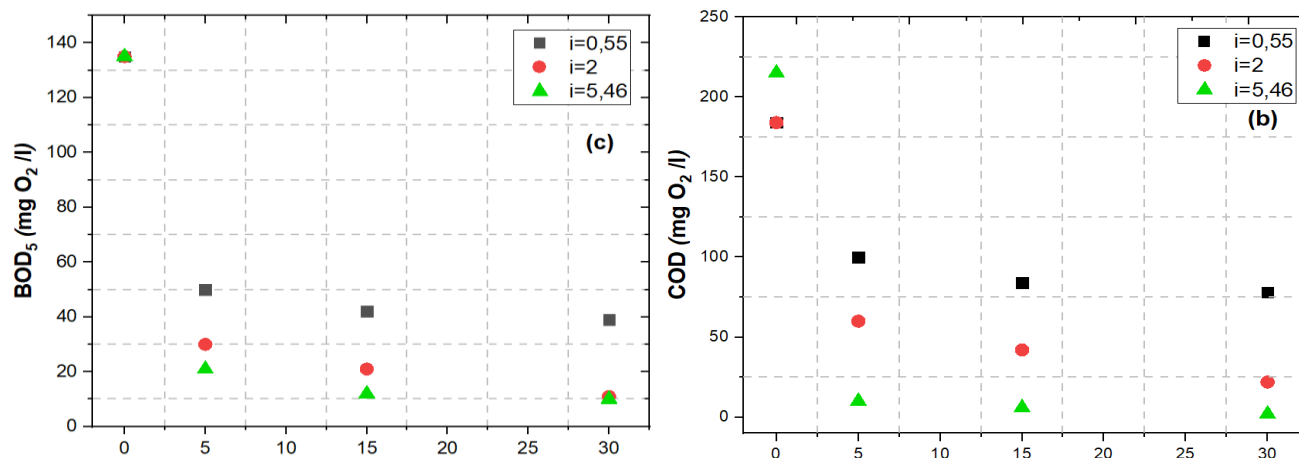
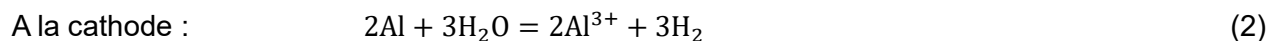


Figure IV.2 : Le rendement de la DBO₅ et la DCO en fonction du temps pour différentes valeurs du courant

IV.2.4. Discussion

La figure IV.1 relative à la variation du pH de l'eau usée subie l'électrocoagulation au fil du temps (0 jusqu'à 30 min) pour plusieurs niveaux de courant (0,55 jusqu'à 5,46V), nous remarquons que le pH augmente légèrement de sa mesure de départ de 4 jusqu'à un pH final maximal égal à 12 pour atteindre un palier ; cette évolution est équivalente pour toute l'intervalle de courant. En se basant sur ce qui a été discuté dans notre revue bibliographique, ce facteur joue un rôle crucial dans divers équilibres physico-chimiques des éléments constitués durant l'électrocoagulation, au niveau de l'anode où se déroule l'oxydation, le métal d'aluminium subira une transition de l'état solide à l'état ionique à travers les réactions chimiques :



Les cations métalliques libérés, tels que l'aluminium, forment des complexes avec les ions hydroxydes (OH⁻). La forme de ces complexes varie considérablement en fonction du pH de la solution, ce qui influence leur stabilité. A pH < 3, La formation de la forme trivalente Al³⁺ de l'aluminium. La configuration ionique Al (OH)²⁺ se manifeste autour d'un pH proche de 3 et atteint sa concentration maximale vers un pH égal à 5. Dans l'intervalle de pH allant de 5 à 8 également les complexes cationiques se comportent comme coagulants ; Ils se fixent sur les substances et éliminent aussi les charges dispersées ce qui entraîne la déstabilisation l'eau usée. Cette fonction est comparable à celle des coagulants chimiques dans les procédés de traitement chimiques traditionnels, l'espèce la plus courante en solution est l'aluminium hydratée (Al (OH)₃). L'ion Al

$(OH)_4^-$ se manifeste à un pH égal à 6 et atteint son point culminant de 90% d'aluminium existant dans la solution autour d'un pH de 9.5. En milieu basique $pH > 11$ il est possible d'observer des complexes chargés négativement $Al(OH)_4^-$ et $Al(OH)_5^{2-}$. La distinction résulte dans la provenance des agents chimique pour les techniques traditionnelles et électrochimiques pour l'électrocoagulation.

L'EC diffère des techniques physico-chimiques traditionnelles de l'existence d'un courant électrique durant le traitement. Il favorise le déplacement des éléments chargées et leur fixation sur les substances contaminantes. A la cathode, la décomposition de l'eau entraîne la génération de microbulles d'hydrogène. Leur dimension moyenne se situe autour de 10-20 μm près d'électrode. Ces bulles microscopiques se fixent de leur côté sur les agrégats floculés et entraînent et favorise leur montée à la surface. Les microbulles limitent l'encrassement de la cathode [7].

La figure IV.2 relative à la variation de la DBO_5 et la DCO montrent une diminution de la DBO_5 dans le temps d'une valeur maximale de 135 mg d' O_2 / l à une valeur minimale de 10 mg d' O_2 / l ainsi qu'une réduction de la DCO selon la durée d'une mesure maximale égal à 215 mg d' O_2 / l à une mesure minimale de 3 mg d' O_2 / l ; Cette diminution de la pollution exprimée par le besoin biologique en oxygène et le besoin chimique en oxygène est remarquable pour toute la gamme de l'intensité de courant mais les valeurs les plus faibles de DBO_5 et de DCO dans la majorité des cas obtenus pour des intervalles de temps d'électrocoagulation aux alentours de 30 min pour un courant égal à 5,49 A .

Cela signifié que le flux de courant appliqué au système constitue un facteur crucial pour contrôler la cinétique d'électrocoagulation. En vérité, si l'intensité de courant est insuffisante, la production d'hydroxydes sera limitée et une petite dose d'hydrogène sera dégagé au niveau de la cathode et la durée de séjour de l'effluent dans le réacteur est prolongée pour garantir une qualité optimale de l'eau purifié et l'opposé pour un courant intensifié.

Les facteurs retenus pour les tests d'amélioration subséquents et la construction de modèle sont le courant appliqué, le potentiel d'hydrogène de la solution et le temps réactionnel. Les intervalles de changement des facteurs choisis ont été déterminés de manière à maximiser le rendement productif de DBO_5 , de DCO avec une dépense énergétique réduite. Le tableau IV.2 rassemble les facteurs et les zones de variation utilisées pour la modélisation. Malgré les aspects précédemment mentionnés, l'efficacité de l'électrocoagulation demeure fortement influencée par le pH. Il est donc crucial de l'ajuster, si nécessaire au cours du procédé du traitement (figure IV.3).

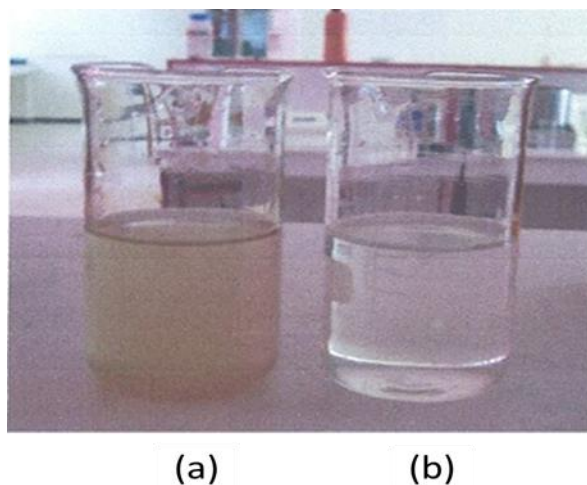


Figure IV.3 : (a) Eau brute (b) Eau traitée.

IV.3. Plan factoriel complet

Une planification d'expérience (Design of Experiment DOE) par application d'un plan factorielle à trois niveaux noté 3^3 pour évaluer les effets des trois facteurs sur la réduction de la consommation biologique, chimique d'oxygène et la dépense énergétique. Toutes les combinaisons possibles ont été répertoriées afin d'étudier les effets des coefficients, le coefficient d'écarts, effets standardisés et autres paramètres du modèle statistique ajusté [8]. Le facteur F de Fisher et le test t de student ont été employés dans le but de déterminer le coefficient de régression de signification des paramètres. Les mesures P ont été utilisés sous forme d'outils afin de valider le sens de chacune des interactions entre les variables. En général, plus la valeur absolue de la statistique t est élevée et plus la valeur p est faible, plus le terme de coefficient associé est considéré comme statistiquement significatif [9].

IV.3.1. Modélisation et optimisation d'EC

L'électrocoagulation a prouvé son efficacité pour la purification des eaux résiduaires, comme en témoigne le rendement épuratoire sur la demande biologique en oxygène (BDO5) et la demande chimique en oxygène (DCO). L'application de ce procédé à ces eaux polluées a permis d'obtenir des taux de réduction très significatifs des polluants à l'issue du traitement, et ce même en appliquant une faible intensité de courant.

La durée du processus est d'autant plus courte que l'intensité du courant est faible. Le fait que l'eau traitée présente une faible contamination résiduelle constitue un atout majeur pour cette méthode de traitement innovante, cela s'explique par l'existence d'une quantité idéale d'aluminium

pendant d'électrocoagulation. Malgré ces résultats nous avons mené une analyse de modélisation et d'optimisation des critères opératoires dans le but de préciser les critères les plus favorables pour un meilleur rendement (maximum) avec la plus faible consommation énergétique (minimum). Pour ce faire, nous avons employé un plan d'expérience qui s'avère très utile pour de telles études et objectifs.

Tableau IV.2 : Notations, variables et niveaux.

Paramètre	L'intensité du courant (I)	Le pH	Le temps (min)
Variable et notation	X_1	X_2	X_3
Niveau bas (-1)	0,55	4	5
Niveau moyen (0)	2	7,8	15
Niveau haut (+1)	5,46	12	30

Comme mentionné dans le chapitre Matériel et méthodes, le plan d'expérience sélectionné est un plan factoriel complet noté 3^3 avec les trois facteurs évalués et trois degrés d'évolution pour chaque facteur : 1. niveau minimal (-1) ; 2. niveau maximal (+1) et 3. niveau intermédiaire (0). Un ensemble des tests de $3^3 = 27$ tests appelé matrice des essais (voir l'annexe) ont été réalisés avec les interactions possibles entre les trois facteurs et ces trois degrés, en fonction de trois variables de réponse pour chaque expérimentation, soit le rendement de la consommation biologique et chimique d'oxygène et la dépense énergétique.

IV.3.2. Construction du modèle mathématique

Dans le DOE tous les niveaux de chaque variable d'un essai sont liés à tous les niveaux des autres variables. Afin de réduire les erreurs expérimentales tous les plans factoriels ont été réalisés de manière aléatoire. L'analyse de variance F-test avec une intervalle de confiance de 95% a été utilisée pour étudier l'influence statistique des variables significatives et leurs liens [10]. Pour tous les points formant un espace expérimental, il est possible de déterminer les valeurs des réponses analysées. Néanmoins, il n'est pas possible d'effectuer des expérimentations dans chaque point du domaine expérimental. La matrice de conception complète, y compris les valeurs de réponse basées sur des essais expérimentaux et présentées (Annexe).

Pour cette étude, un modèle expérimental favorisant l'obtention de cette information en effectuant un nombre restreint d'expériences, dont la fonction mathématique utilisée est une fonction polynomiale qui associe la fonction réponse (facteur-réponse) aux facteurs sélectionnés comme indiqué ci-dessous :

$$Y = a_0 + \sum_{i=1}^m a_i X_i + \sum_{ij=1}^m a_{ij} X_{ij} + \sum_{ijk=1}^m a_{ijk} X_{ijk} + \sum_{i=1}^m a_{ii} X_i^2 \quad (3)$$

Où m représente le nombre de facteurs (équivalent à 3 pour cette analyse) [11]. La structure développée de cette formule pour trois facteurs est exprimée de la façon suivante :

$$Y = a_0 + a_1 X_1 + a_2 X_2 + a_3 X_3 + a_{12} X_1 X_2 + a_{13} X_1 X_3 + a_{23} X_2 X_3 + a_{123} X_1 X_2 X_3 + a_{11} X_1^2 + a_{22} X_2^2 + a_{33} X_3^2 \quad (4)$$

Y fait référence aux réponses étudiées c'est-à-dire : Y_1 , Y_2 et Y_3 pour les efficacités de la réduction de la consommation biologique d'oxygène DBO₅, la consommation chimique d'oxygène DCO exprimées en pourcent (%) et d'énergie consommée E exprimée en KWh/mg de DCO/l et les X_i sont les variables exprimées par le courant appliqué, le pH du milieu et le temps du processus.

Tableau IV.3 : Notation des variables et modélisation.

X	X ₁	X ₂	X ₃	Y ₁	Y ₂	Y ₃
Paramètre	Courant	PH	Temps	Le rendement de la consommation biologique d'oxygène durant cinq jours	Le rendement de la consommation chimique d'oxygène	L'énergie consommée (KWh/mg de DCO/l)

La modélisation des rendements et d'énergie consommée comprend, en premier, l'identification des coefficients individuelles a_0 , a_i quadratiques, a_{ij} , a_{ijk} , et a_{ii} pour chacune des deux réponses fonctionnelles. Les équations mathématiques des coefficients précisés ainsi que les résultats des calculs sont montrées dans tableau suivant :

Tableau IV.4 : Calcul des coefficients.

Coefficient	Formule	DBO ₅ (mg/O ₂)	DCO (mg/O ₂)	Energie (KWh/mg DCO)
Y ₀	$Y_0 = \frac{\sum y_i}{27}$	81,87	73,87	1,46
a ₀	$a_0 = Y_0 - 2/3(a_{11} + a_{22} + a_{33})$	68,12	53,22	-1,86

Coefficients individuels

a ₁	$a_m = \frac{\sum X_{mi} Y_{mi}}{\sum X_{mi}^2}$	4,16	7,55	2,07
a ₂		4,69	7,60	1,63
a ₃		5,19	7,29	1,71

Coefficients quadratiques

a_{11}	$a_{mm} = \frac{\sum(X_{mi}^2 - 2/3)Y_i}{\sum(X_{mi}^2 - \frac{2}{3})}$	0,70	1,06	1,86
a_{22}		20,08	30,18	1,96
a_{33}		-0,16	-0,29	1,16

Coefficients binaires

a_{12}	$a_{jk} = \frac{\sum(X_i X_K)Y_i}{\sum(X_j X_K)_i}$	-0,49	-1,22	2,35
a_{13}		-2,78	-3,86	2,42
a_{23}		-1,79	-3,11	2,03

Coefficients tertiaires

a_{123}	$a_{JKL} = \frac{\sum(X_I X_K X_L)Y_i}{\sum(X_I X_K X_L)_i}$	0,74	1,26	2,93
-----------	--	------	------	------

IV.3.3. Vérification du modèle mathématique

IV.3.3.1. Vérification du modèle de performance

Un design polynomial sur le fondement de ces 11 coefficients (équation 4) exige une vérification après l'élimination des coefficients qui provoquent des influences de faible importance sur la fonction-réponse « rendement ». Dans ce but, l'évaluation de la variance réalisée sur le modèle a donné une erreur dans l'estimation des coefficients pour le test t-Student correspondant à 3,57 pour DBO₅ et 2,87 pour le DCO. Par conséquent, les coefficients ayant des valeurs plus faibles ou égales à ce test, leur influence est jugée insignifiante en comparaison avec les autres coefficients et seront par conséquent retirés du modèle. Les coefficients à exclure pour le DBO₅ sont a_{11} , a_{33} , a_{12} , a_{13} , a_{23} , a_{123} les 5 coefficients considérés dans le modèle sont donc a_0 , a_1 , a_2 , a_3 , a_{22} .

Les coefficients à éliminer pour le DCO sont a_{11} , a_{33} , a_{12} , a_{123} les 7 coefficients restants dans le modèle sont donc a_0 , a_1 , a_2 , a_3 , a_{13} , a_{23} , a_{22} .

L'analyse de la variance pour le plan factoriel complet est présentée dans le tableau IV.5. La valeur P est inférieure à 0.05 (95% de confiance) démontre que le modèle présente une signification statistique pour la demande biologique et chimique en oxygène.

D_F : représente le degré de liberté associée à chaque source de variation. Les carrés somme indique la somme des carrés associés pour chaque source de variation et le carré moyen est obtenu en partageant la totalité des carrés par D_F .

Le rapport F de Fisher (moyenne quadratique du modèle divisé par la moyenne de l'erreur carrée).

Tableau IV.5 : Validation du modèle pour le rendement.

Explication	Symboles/équation	Valeurs DBO ₅	Valeurs DCO
Nombre de paramètres Niveau	P	3	3
Niveau	L	3	3
Nombre d'expériences	N	27	27
Nombre de testes au point (0,0,0)	n	3	3
Modèle de variance	σ^2	2	2
Points (0, 0,0)	y_{01}	81,48	54,3
	y_{02}	94,07	67,3
	y_{03}	90,5	52,2
Moyenne au point (0, 0,0)	$y_0 = 1/3 \sum_{i=1}^3 y_{0i}$	88,68	57,92
Variance carrée	S^2	42,10	67,07
Variance	S	6,49	8,19
Facteur de risque (95% de confiance)	α_a	0,05	0,05
Teste t-Student (facteur)	P	7,28	5,20
Erreur sur le coefficient pour le test t- Student	$\Delta a_i = P(\frac{S}{N})^{0,5}$	3,57	2,87
<i>Les coefficients dont la valeur est inférieure à l'erreur Δa_i vont être éliminés.</i>			
Réponse du modèle à Y (0,0 ,0)	$Y(0,0,0) = a_0$	68,12	53,22
Divergence sur le rendement moyen	$d = y_0 - a_0$	20,56	4,70
Erreur sur la moyenne divergente	$\Delta d = PS(\frac{1}{N} + \frac{1}{n})^{0,5}$	34,64	31,25
<i>La première évaluation de fiabilité du modèle est l'erreur sur la divergence ; la valeur absolue de d est inférieure à la valeur absolue de Δd avec un seuil de confiance égal à 95%.</i>			
Moyenne des Y	y_m	81,87	73,87
Variance résiduelle	$Sr^2 = \sum_{i=1}^{27} \frac{(y_i - y_m)^2}{N - R}$	3918,10	8704,09
Test de fischer	$F = \frac{Sr^2}{S^2}$	93,06	129,77

Degré de liberté	D _F	2	2
Degré de liberté résiduel		3	3
Loi de fischer-snodecor	F _{0.95,2,3tableau}	9,55	9,55
<i>La deuxième évaluation de fiabilité du modèle est le test Fischer F >> Fo .95 23 avec un seuil de confiance égal à 95%.</i>			

La mesure de l'erreur sur la moyenne divergente représente la deuxième validation du modèle. Cette erreur, obtenue à partir de la moyenne sur le rendement au point (0, 0, 0), a produit la mesure 34,64 de DBO₅ et 31,25 de DCO. Ces valeurs sont supérieures aux valeurs absolues de la moyenne sur le rendement de 20,56 de DBO₅ et 4,70 de DCO, ce qui représente une condition capitale dans le but de valider le modèle.

Le calcul du facteur F a donné les valeurs : 93,06 de DBO₅, 129,77 de DCO, et 86,20 qui valide le test de Fischer-Snodecor (Cette mesure doit être dépassée de manière significative la mesure de 6,6 fournie par les tables du facteur F pour un seuil de confiance égal à 95 %, un degré de liberté de 3 et un degré de liberté résiduel de 4).

Ainsi le modèle optimisé pour le rendement représente un modèle du deuxième degré avec des combinaisons binaires et tertiaires des facteurs analysés. La formulation du modèle validé pour chaque fonction réponse étudiées est donnée comme suit :

$$Y_1 = 68,12 + 4,16X_1 + 4,69X_2 + 5,19X_3 + 20,08X_2^2 \quad (5)$$

$$Y_2 = 53,22 + 5,77X_1 + 7,60X_2 + 7,29X_3 - 3,85X_1X_3 - 3,11X_2X_3 + 30,18 \quad (6)$$

IV.3.3.2. Vérification du modèle d'énergie consommée

Pour le design mathématique expliquant les effets des facteurs opératoires sur la fonction réponse « énergie consommée », l'évaluation de variance a fourni une erreur sur les coefficients pour le test t-Student de 1,68 (voir le tableau IV.6). Les coefficients dont l'impact est jugé insignifiant sont : a₂, a₃₃. L'erreur sur la moyenne divergente est de 8,82, soit une valeur plus grande en valeur absolue à la moyenne sur le rendement.

Le test de Fisher a abouti à une valeur de facteur F calculé de 86,20, soit une valeur beaucoup plus élevée que la valeur 6,6 issue des répertoires du facteur F de Fischer.

En fin de compte, le modèle optimisé pour l'énergie consommée est indiqué ci-dessous :

$$Y_3 = -1,86 + 2,07X_1 + 1,71X_3 + 2,35X_1X_2 + 2,42X_1X_3 + 2,03X_2X_3 + 2,93X_1X_2X_3 + 1,86X_1^2 + 1,96X_2^2 \quad (7)$$

Tableau IV.6 : Validation du modèle pour l'énergie consommée.

Explication	Symbole/équation	Valeurs de l'énergie
Nombre de paramètres Niveau	P	3
Niveau	L	3
Nombre d'expériences	N	27
Nombre de testes au point (0,0,0)	n	3
Modèle de variance	u	2
Points (0, 0,0)	y_{01}	5,60
	y_{02}	10,3
	y_{03}	5,20
Moyenne au point (0, 0,0)	$y_0 = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 y_{0i}$	7,03
Variance carrée	S^2	8,04
Variance	S	2,84
Facteur de risque (95% de confiance)	α_a	0,05
Teste t-Student (facteur)	P	5,20
Erreur sur le coefficient pour le test t- Student	$\Delta a_i = P\left(\frac{S}{N}\right)^{0,5}$	1,68
Les coefficients dont la valeur est plus faible que l'erreur Δa_i vont être éliminés.		
Réponse du modèle à Y (0,0 ,0)	$Y(0,0,0) = a_0$	68,12
Divergence sur le rendement moyen	$d = y_0 - a_0$	20,56
Erreur sur la moyenne divergente	$\Delta d = PS\left(\frac{1}{N} + \frac{1}{u}\right)^{0,5}$	34,64
La première évaluation de fiabilité du modèle est l'erreur sur la divergence ; la valeur absolue de d est inférieure à la valeur absolue de Δd avec seuil de confiance égal à 95%.		
Moyenne des Y	y_m	1,46
Variance résiduelle	$Sr^2 = \sum_{i=1}^{27} \frac{(y_i - y_m)^2}{N - R}$	693,08
Teste de fischer	$F = \frac{Sr^2}{S^2}$	86,20
Degré de liberté	D_F	2
Degré de liberté résiduel		3

Loi de fischer-snodecor	$F_{0.95,2,3\text{tableau}}$	9,55
La deuxième évaluation de fiabilité du modèle est le test Fischer $F \gg F_{0.95,2,3}$ avec un seuil de confiance correspond à 95%.		

IV.3.4. Discussion des résultats

IV.3.4.1. Analyse des effets sur le modèle des rendements

Les coefficients a_i mesurent l'impact singulier (l'influence directe) de chaque facteur prise en compte. Pour le DBO_5 : les deux coefficients a_2 et a_3 affectent positivement le modèle de manière presque équivalente. C'est à dire les deux paramètres X_2 (le pH) et X_3 (la durée) affectent chacun de manière bénéfique le procédé d'électrocoagulation, par contre l'effet du X_1 (le courant) ayant une influence insignifiante sur le modèle étudié. Pour le DCO : Les trois coefficients a_1 , a_2 et a_3 affectent positivement le modèle de manière presque équivalente. Ainsi, les trois paramètres X_1 (le flux de courant), X_2 (le Potentiel d'hydrogène de la solution) et X_3 (la durée) affectent chacun de manière bénéfique le rendement de DCO.

Les coefficients a_{ij} illustrent les combinaisons binaires de deux facteurs. En fonction de la valeur absolue des coefficients, il est envisageable de déclarer que le coefficient a_{13} constitue un impact positif de la relation courant et le temps pour le rendement de la consommation chimique d'oxygène. Cette interaction est plus favorable que les interactions a_{23} exprimé par pH-temps.

La surface de design décrit les variations de performance atteint ses niveaux les plus élevés vis-à-vis de X_1 (le courant) et X_3 (le temps) lorsque les deux paramètres ont des valeurs réduites presque égales à 1 (figure IV.4).

Les coefficients a_{ijk} démontrent des combinaisons ternaires de trois facteurs exprimés par courant-pH-temps représentée par le coefficient a_{123} , qui est estimé en valeur absolue à 1,26 semble avoir un effet défavorable sur le rendement de la consommation chimique d'oxygène, les coefficients quadratiques a_{ii} offre la possibilité de prévoir la localisation et la nature d'un optimum spécifique [9]. En vérité, la valeur du coefficient a_{22} (pH) démontre un maximum plus accentué pour le DBO_5 , et le DCO.

L'examen de l'effet de courant et de temps sur l'efficacité de la demande chimique en oxygène a été réalisé pour différentes valeurs du courant exprimé par X_1 et du temps exprimé par X_3 . Les résultats sont présentés dans la Figure IV.4. Les résultats obtenus soulignent que le courant et le temps ont un effet significatif concernant la dynamique de l'efficacité de destruction de la DCO.

L'efficacité de la délimitation de DCO s'accroît avec l'intensification du courant et du temps d'EC. L'efficacité d'élimination la plus élevée est obtenue a un courant et un temps proche a 1 C'est-à-dire proche a un courant égal 5,46 et un temps égal à 30min atteignant 98%. Il est noté que la performance de DCO s'accroît au fil du temps.

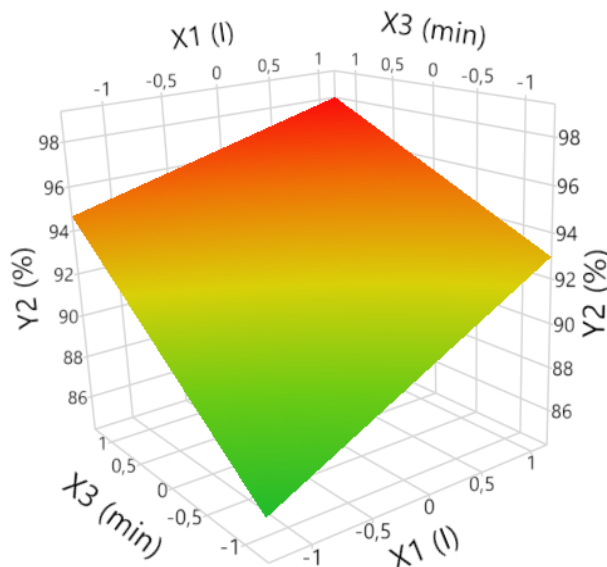


Figure IV.4 : Effet de l'interaction courant-temps sur l'efficacité de la DCO.

La surface de design décrit les variations de performance atteint ses niveaux les plus élevés vis-à-vis de X_1 (le courant) et X_3 (le temps) lorsque les deux paramètres ont des valeurs réduites presque égales à 1 (figure...).

IV.3.4.2. Etude des influences sur le modèle d'énergie consommée

Dans cette situation, une étude a été réalisée en utilisant logiciel JMP 8 à travers le modèle mathématique exposant les changements de l'utilisation d'énergie cela a conduit à une nouvelle validation des valeurs des coefficients estimé précédemment.

Les deux coefficients a_1 , a_3 affectent positivement le modèle d'une manière presque similaire. Par conséquent, les deux facteurs X_1 (le courant appliqué), X_3 (la durée d'électrocoagulation) agissent de façon positive sur le rendement d'électrocoagulation des polluants de manière individuelle, l'effet de facteur X_2 (le pH) ayant une influence insignifiante sur le modèle.

Les coefficients a_{ij} illustrent les combinaisons binaires de deux facteurs. En fonction de la valeur absolue des coefficients, il est envisageable de déclarer que le coefficient a_{13} constitue un impact positif de l'interaction courant-temps. Cette combinaison est plus favorable que les combinaisons courant-pH et pH-temps exprimées respectivement par les coefficients a_{12} et a_{23} qui semble exercer un effet légèrement défavorable.

Les coefficients a_{ijk} démontrent des combinaisons ternaires de trois facteurs. Des combinaisons bénéfiques sont équivalentes aux coefficients a_{123} . Les combinaisons entre X_1 , X_2 et X_3 se manifestent, et engendrent un effet positif sur l'efficacité du traitement.

Les coefficients quadratiques a_{ii} offre la possibilité de prévoir la localisation et la nature d'un optimum spécifique. Il apparaît qu'uniquement le pH affiche des mesures idéales pour lesquelles le rendement atteint son sommet. En vérité, la mesure du coefficient a_{22} (pH) montre un maximum plus accentué.

L'étude de l'influence du courant exprimé par X_1 et du temps exprimé par X_3 sur l'efficacité de l'énergie consommé a été réalisé pour différente valeurs du courant et du temps. Les résultats sont présentés dans la Figure IV.5. Les résultats indiquent que le courant et la durée ont un impact significatif sur la cinétique de l'efficacité de la consommation énergétique. L'énergie consommée croît avec l'élévation du courant et de la durée d'EC.

D'après la figure IV.5 la consommation d'énergie minimale est obtenue pour un courant presque égale -0,75 correspondant à 1,5A et un temps proche 0,20 c'est-à-dire à 20min est égale à 2,5 KWh/mg de DCO. Il est noté que le rendement de la consommation énergétique augmente avec le temps.

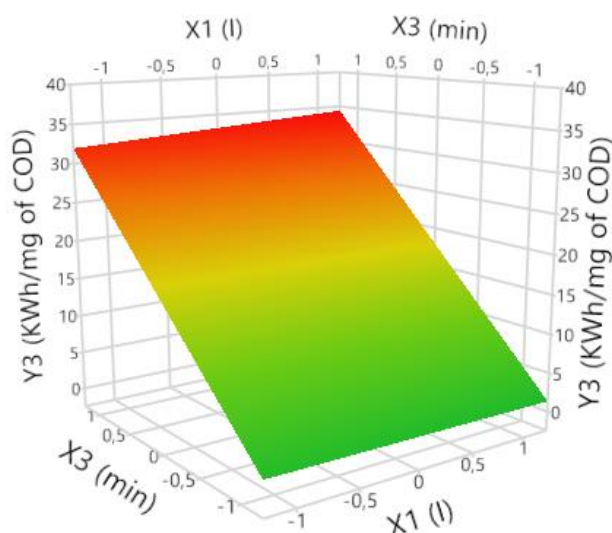


Figure IV.5 : Effet le l'interaction courant-temps sur la dépense énergétique.

Les surfaces du modèle décrivant l'évolution de l'énergie consommée présentent des valeurs minimales par rapport à X_1 et X_2 à des valeurs complémentaires de ces deux facteurs proches de la valeur réduite de -1.

IV.3.5. Amélioration des performances et de la dépense énergétique

IV.3.5.1. Optimisation du rendement de la DBO₅ et DCO

Comme on l'a évoqué auparavant, l'une des raisons les plus importantes de l'application des plans expérimentaux est l'optimisation des différents paramètres d'électrocoagulation afin d'obtenir les réponses maximales c'est-à-dire de trouver les conditions optimales.

L'amélioration multi-objectifs des trois fonctions-réponses vise à maximiser la performance tout en minimisant les dépenses énergétiques. Afin de représenter graphiquement des courbes 3-D sur la base de design polynomial de l'efficacité d'électrocoagulation, il serait nécessaire de modifier la fonction rendement selon de deux facteurs uniquement, en fixant la troisième variable à une valeur voisine du domaine où la possibilité d'atteindre un optimum est la plus forte. Faisant référence au paragraphe précédent, le courant présente peu d'influence sur le rendement du DBO₅ et pour trouver le rendement maximal, la mesure du courant sera considérée : ($X_1 = 0$), c'est-à-dire un courant égal à 2 A.

Donc l'équation du rendement du DBO₅ aura la forme :

$$Y_1 = 68,12 + 4,69X_2 + 5,19X_3 + 20,08X_2^2 \quad (8)$$

Le graphique illustrent cette équation a été créé à l'aide d'un logiciel Minitab (figure IV.6). Le schéma indique un rendement maximal entre les limites des mesures de X_2 et X_3 à côté de la valeur optimale.

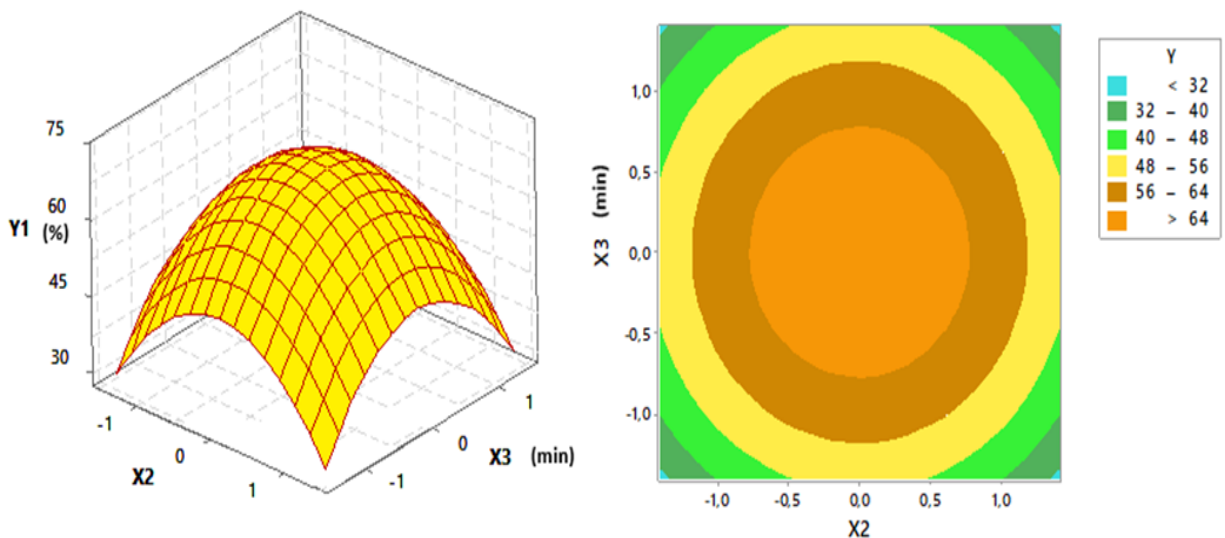


Figure IV.6 : Variation de la consommation biologique d'oxygène pour un courant de 2A.

L'optimisation mathématique de la fonction-réponse de l'efficacité implique l'annulation des premières dérivées partielles du modèle polynomial correspondant, qui engendre un ensemble de deux équations :

$$\frac{\partial Y}{\partial X_2} = 4,19 + 40,16X_2 = 0 \quad (9)$$

$$\frac{\partial Y}{\partial X_3} = 0 \quad (10)$$

La résolution du système donne la valeur de $X_2 = -0,12$ c'est-à-dire la valeur du pH égal à 7,52 et $X_3 = 0$ et qui correspond à un temps de 15 min.

Cela implique qu'une analyse de l'efficacité pour des valeurs plus élevées de pH du milieu et de temps d'électrocoagulation pourrait entraîner des résultats améliorés. Par conséquent, en tenant compte des intervalles de variation des facteurs (dans le cadre de cette étude), les conditions opératoires optimales déterminées par le modèle sont : un pH de 7,52, un temps de 15 minutes et une intensité de courant fixée à 2 A. Pour ces valeurs idéales, l'efficacité (ou le rendement) prédite par le modèle est de 66%.

Dans le but de calculer le rendement maximal du DCO la valeur moyenne du pH sera estimé égal à 1 ($X_2 = 1$, soit pH = 12), donc l'équation du rendement du DCO sera écrite comme suit :

$$Y_2 = 91 + 5,77X_1 + 4,18X_3 - 3,85X_1X_3 \quad (11)$$

Le graphique (figure IV.7) illustrant cette équation a été généré à l'aide du logiciel Minitab. Ce schéma indique un rendement maximal qui se situe dans l'intervalle des valeurs testées pour X_1 et X_3 à proximité de la valeur optimale.

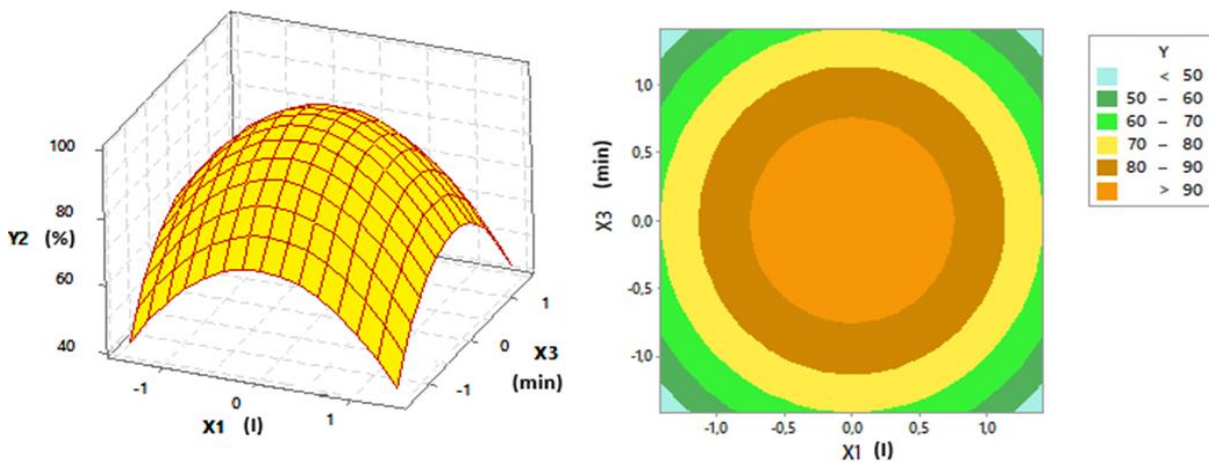


Figure IV.7 : Variation de la consommation chimique d'oxygène pour un pH de 12.

L'optimisation mathématique de la fonction-réponse de l'efficacité implique l'annulation des premières dérivées partielles du modèle polynomial correspondant, qui engendre un ensemble de deux équations :

$$\frac{\partial Y}{\partial X_3} 5,77 - 3,85X_3 = 0 \quad (12)$$

$$\frac{\partial Y}{\partial X_1} = 4,18 - 3,85X_1 = 0 \quad (13)$$

La résolution du problème fournit les mesures X_1 et X_3 de niveau supérieur à 1 ($X_1=1,50$ et $X_3 = 1,08$).

Ceci suggère que l'optimum réel pour le rendement pourrait être atteint avec des valeurs plus élevées de courant et de temps de traitement, ce qui pourrait faire l'objet d'études ultérieures. Néanmoins, en se limitant au domaine analysé, les conditions optimales sont celles aux bornes, soit $X_1 = 1$ et $X_3 = 1$, soit 5,46 et 30 min, pour lesquelles la performance estimée selon le modèle est de 98%.

Pour le rendement de la demande biologique en oxygène DBO₅ et dans les mêmes conditions opératoires c'est-à-dire un courant égal à 2 A, un pH égal à 7,52 et un temps égal à 15 min l'expérience a donné un rendement égal à 64% ce qui est proche à la valeur trouvée analytiquement.

Pour le rendement de la demande chimique en oxygène DCO et dans les mêmes conditions opératoires c'est-à-dire un courant égal à 5,46 A ; un pH égal à 12 et temps égal à 30 min l'expérience a donné un rendement égal à 97% ce qui est proche à la valeur trouvée analytiquement.

Tableau IV.7 : Optimum des rendements obtenu par Minitab.

Paramètres	Optimum de Y1	Valeur réelle de Y1	Optimum de Y2	Valeur réelle de Y2
X1	0	2	1,50	5,46
X2	-0,12	5,52	1	12
X3	0	15	1,08	30
Rendement optimum	66%		98%	
Rendement vérifié par l'expérience	64%		97%	

IV.3.5.2. Optimisation de l'énergie consommée

La même approche a été adoptée pour l'amélioration de la fonction-réponse « énergie consommée ». En se basant sur la figure (IV.8) on observe que l'effet de pH n'est pas notable, ce qui indique que l'option des facteurs X_1 et X_3 sera-t-il similaire à l'efficacité de la consommation chimique d'oxygène autrement dit un courant égal à 5,46 et un temps égal à 30 minutes.

Dans le but de calculer le rendement maximal de l'énergie, la valeur moyenne de pH sera estimé égal à 1 ($X_2 = 1$, soit pH =12), donc l'équation de l'énergie consommée sera écrite comme suit :

$$Y_3 = 1,86 + 2,07X_1 + 1,71X_3 + 2,42X_1X_3 + 1,86X_1^2 \quad (14)$$

La forme de cette équation qui dépend du courant appliqué exprimé par X_1 et le temps d'électrocoagulation exprimé par X_3 a été tracé par le logiciel Minitab est présenté par la figure suivante. Le schéma indique un rendement maximal entre les limites des mesures de X_1 et X_3 à côté de l'optimum.

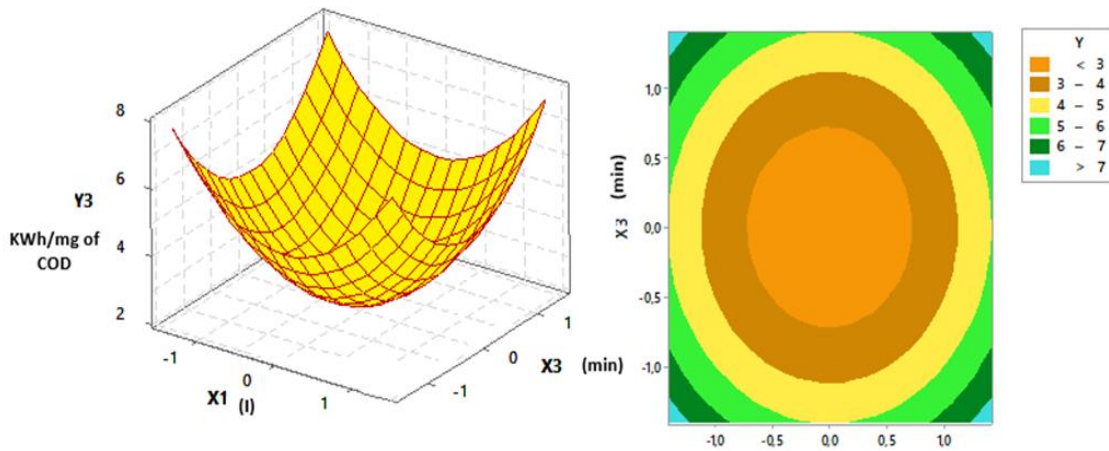


Figure IV.8 : Variation de l'énergie consommée pour un pH de 12.

L'optimisation mathématique de la fonction-réponse de l'efficacité implique l'annulation des Premières dérivées partielles du modèle polynomial correspondant, qui engendre un ensemble de deux équations :

$$\frac{\partial Y}{\partial X_1} = 2,07 + 2,42 + 3,72X_1 = 0 \quad (15)$$

$$\frac{\partial Y}{\partial X_3} = 1,71 + 2,42X_1 = 0 \quad (16)$$

La résolution du système conduit la valeur de $X_1 = -0,70$ correspondant à un courant de 1,29A et à celle de $X_3 = 0,22$ équivalente à un temps de 20,25 min. Le pH a été fixé à 12. Pour ces

conditions, l'énergie consommée obtenue à partir du modèle est de 2,39 KWh/mg de DCO, valeur proche du minimum estimé, soit 2,0 KWh/mg de DCO.

Pour une meilleure exactitude, un graphique 2-D indiquant une association courante – temps. La partie en orangé se rapporte ainsi aux mesures minimales de la dépense énergétique, se situe entre 0 et 3 KWh/mg de DCO confirmant les conclusions tirées précédemment.

Pour l'énergie consommée et dans les mêmes conditions opératoires c'est-à-dire un courant égal à 1,29 A ; un pH égal à 12 et temps égal à 20,25 min l'énergie vérifiée par l'expérience a donné une valeur d'énergie consommée égale à 2,5 KWh/mg de DCO qui est proche à la valeur trouvée analytiquement.

Tableau IV.8 : Optimum d'énergie obtenu par Minitab.

Paramètres	Optimum de Y_3	Valeur réelle de Y_3
X_1	-0,70	1,29
X_2	1	12
X_3	0,22	20,25
L'énergie optimale	2,39 KWh/mg de DCO	
L'énergie vérifiée par l'expérience	2,5 KWh/mg de DCO	

IV.3.5.3. Optimisation simultanée rendement-consommation d'énergie

L'amélioration de l'efficacité fonctionne également par l'exploration d'une consommation d'énergie plus faible. Les surfaces de réponse calculées (figure IV.8) illustrent la région de consommation énergétique optimal (0 à 3 KWh/mg DCO). Pour des valeurs particulières du potentiel appliqué et du temps d'EC, correspondant à $X_1 = -0,70$ et $X_3 = 0,22$, la consommation énergétique obtenue est de 2,39 KWh/mg de DCO. Cette valeur demeure éloignée de la performance optimale, laquelle correspond à une dépense énergétique plus faible.

L'intervalle des données les plus faible d'énergie se prolonge jusqu'aux mesures optimales de X_1 et X_3 (1,29 A et 20,25 min).

IV.4. Conclusion

Les résultats montrent que les paramètres tels que le pH, la densité de courant et le temps influencent significativement sur la performance du procédé. L'étude a confirmé l'efficacité du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées avec un rendement de DBO_5 égal à 66 %, un rendement de DCO égal à 98 % et une consommation d'énergie minimale égal à 2,39 KWh/mg de DCO.

Références bibliographiques

1. Asselin, M., Utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées industrielles chargées en matière organique. Thèse de doctorat, 2007. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada).
2. Cañizares, P., et al., The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 2009. **163**(1): p. 158-164.
3. Uğurlu, M., et al., The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation. *Journal of environmental management*, 2008. **87**(3): p. 420-428.
4. Asaithambi, P., et al., Investigation of direct and alternating current–electrocoagulation process for the treatment of distillery industrial effluent: Studies on operating parameters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021. **9**(2): p. 104811.
5. Govindan, K., et al., Comparison and understanding of fluoride removal mechanism in Ca^{2+} , Mg^{2+} and Al^{3+} ion assisted electrocoagulation process using Fe and Al electrodes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2015. **3**(3): p. 1784-1793.
6. Bensadok, K., Procédés de traitement d'émulsions huile/eau et eau/huile cas particulier d'émulsions d'huile de coupe. Thèse de doctorat, 2007, Université Houari Boumédièn, Alger.
7. Elhadeuf, K., et al., Optimization of the electrocoagulation process by central composite design for the elimination of poly black dye using recycled aluminum electrodes. *Desalination and Water Treatment*, 2023. **283**: p. 280-298.
8. Aygun, A., B. Nas, and M.F. Sevimli, Treatment of reactive dyebath wastewater by electrocoagulation process: Optimization and cost-estimation. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 2019. **36**: p. 1441-1449.
9. Assaad, E., et al., Metal removal through synergic coagulation–flocculation using an optimized chitosan–montmorillonite system. *Applied clay science*, 2007. **37**(3-4): p. 258-274.
10. Zongo, I., Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation: application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Institut National Polytechnique de Lorraine, Spécialité: Génie des procédés et des produits, Thèse de doctorat, 2009. **226**.

11. Talhi, B., Optimisation de la réduction des nitrates par voie électrochimique. Thèse de doctorat, 2010, Institut National Polytechnique de Lorraine.

Conclusion générale

Conclusion générale

En conclusion, l'étude approfondie du traitement des eaux usées par voie d'EC à l'aide d'électrodes en aluminium révèle pleinement le potentiel remarquable de cette technique innovante face aux défis actuels de la gestion environnementale. Le recours à l'EC comme technique de traitement s'appuie sur des mécanismes électroniques précis, notamment la formation des floccs d'hydroxyde d'aluminium sous forme $\text{Al}(\text{OH})_3$, qui facilite l'aggrégation et la sédimentation des polluants. Ce processus dépend des paramètres clés tels que la densité du courant, le pH et le temps de traitement démontre une flexibilité opérationnelle notable permettant d'adapter la méthode à diverses qualités d'eau usée, comme l'ont confirmé plusieurs études récentes.

En raison de but multidimensionnel de cette recherche, qui implique à modéliser et à optimiser l'électrocoagulation des eaux usées, l'intégration d'une méthodologie rigoureuse de plan d'expérience (DOE) dans cette recherche a permis d'optimiser ces variables de façons systématiques, maximisant ainsi l'efficacité de décontamination tout en réduisant les coûts énergétiques et les résidus secondaires. Un ensemble d'expérimentations préliminaires a été réalisé dans le but de choisir les facteurs clés et leurs domaines de variation.

Dans cette étude, on a examiné les conséquences de l'intensité du courant, de pH de la solution et de temps d'électrocoagulation. Un plan factoriel complet à trois niveaux a été effectué dans l'intention d'explorer plus en détail la relation entre les facteurs et les résultats. Les trois fonctions-réponses, c'est-à-dire, l'efficacité de la demande biologique et chimique en oxygène et la consommation d'énergie, ont été modélisées et optimisées grâce à une planification expérimentale structurée et systématique afin de déterminer les paramètres les plus importants.

On a constaté que les éléments qui ont le plus d'impact sont le courant électrique imposé entre les électrodes d'Aluminium, le pH de la solution et le temps d'écoulement du courant. L'analyse a également prouvé que la combinaison entre ces deux facteurs au cours du temps a un impact plus important sur l'efficacité du traitement que les influences des trois facteurs distincts. Le courant appliqué n'a pas d'effet notable sur le rendement de la consommation biologique d'oxygène durant une durée de cinq jours. Le pH a une influence limitée sur l'efficacité de la consommation chimique d'oxygène et sur la consommation énergétique. Il n'est pas obligatoire d'appliquer des tampons pour maintenir le pH de la réaction.

L'amélioration d'efficacité a été effectuée, simultanément, grâce à des représentations graphiques et systématiques, accompagné d'une validation de l'optimum par expérimentation. La dépense énergétique a été améliorée par l'intermédiaire des représentations de réponse calculées pour des données du courant, du pH et du temps qui offrent des performances optimales. Les données optimales des facteurs (le courant pour le DBO_5 , le pH pour la DCO et l'énergie consommée) ont été établies à leurs capacité maximale dans leurs domaines de variation correspondant (2A et pH moyen de 12). L'efficacité idéale établie par expérimentation en correspond à 66 % pour le DBO_5 , 98% pour la DCO combiné à une dépense énergétique égale à 2,39 KWh/mg de DCO.

Dans le cadre de cette étude, les deux principaux facteurs influents sont, d'une part, le pH et le temps de traitement pour le rendement de la DBO_5 , et d'autre part, l'intensité du courant et le temps pour le rendement de la DCO. Sur une plus grande dimension, il sera également nécessaire de tenir compte des surfaces des électrodes et les teneurs des solutions de départ. Des volumes plus conséquents, nécessiteront obligatoirement des surfaces plus vastes.

Ainsi, au-delà de l'efficience technique, la maîtrise de l'EC incarne un enjeu environnemental et sociétal majeur, dont la réussite dépendra à la fois des avancées scientifiques futures. Pour poursuivre cette quête, il conviendra notamment d'explorer davantage les interactions entre paramètres physique, chimique et biologiques dans des contextes variés, afin de renforcer la robustesse et la durabilité des procédés. En définitive, l'EC avec électrodes en aluminium, optimisée par des plans d'expérience, se place indéniablement comme une clé de voute dans la révolution du traitement des eaux usées du XXI^e siècle.

En somme, l'électrocoagulation, lorsqu'elle est optimisée, constitue une solution innovante, adaptable et respectueuse de l'environnement pour le traitement des eaux contaminées, tant industrielles que domestiques.

Annexe

Tableau : Matrice des mesures expérimentales

Variable Expérimentale	X ₁	X ₂	X ₃	Y ₁	Y ₂	Y ₃
1	-1	-1	-1	47,82608696	69,42	5,18409375
2	-1	-1	0	67,39130435	80,89	24,88365
3	-1	-1	1	86,95652174	92,3	124,41825
4	0	-1	-1	45,6521739	68,1	4,97673
5	0	-1	0	54,34782609	70,7	17,77403571
6	0	-1	1	57,60869565	75,15	38,28253846
7	1	-1	-1	76,74418605	84,0	9,95346
8	1	-1	0	83,25581395	88,53	41,47275
9	1	-1	1	96,27906977	97,03	373,25475
10	-1	0	-1	67,39130435	80,89	109,68
11	-1	0	0	77,17391304	86,62	470,0571429
12	-1	0	1	88,04347826	92,99	1794,763636
13	0	0	-1	47,82608696	69,42	68,55
14	0	0	0	50	70,7	214,5913043
15	0	0	1	52,17391304	71,97	448,6909091
16	1	0	-1	86,04651163	90,44	219,36
17	1	0	0	92,55813953	94,9	1233,9
18	1	0	1	97,20930233	98,08	6580,8
19	-1	1	-1	77,17391304	86,62	1167,76296
20	-1	1	0	85,86956522	91,71	5659,15896
21	-1	1	1	89,13043478	93,63	14713,8133
22	0	1	-1	54,34782609	70,7	583,88148
23	0	1	0	58,69565217	73,24	1936,028065
24	0	1	1	63,04347826	78,34	4327,592146
25	1	1	-1	95,34883721	96,81	4904,604432
26	1	1	0	97,20930233	98,08	24523,02216
27	1	1	1	99,06976744	99,36	147138,133

Résumé, Abstract, ملخص

Résumé

L'objectif de cette recherche est de conceptualiser et d'améliorer l'efficacité d'un nouveau procédé d'électrocoagulation (E.C) concernant le traitement des eaux résiduaires et la consommation énergétique, en vue de son adaptation à une échelle industrielle. L'application appropriée d'un plan expérimental (DOE) a permis d'évaluer les impacts individuels et les interactions ayant un impact notable sur les deux fonctions objectives (amélioration de l'efficacité du traitement et réduction de la consommation d'énergie), en utilisant des électrodes en aluminium comme anode sacrificielle. Des essais initiaux ont démontré que le pH du milieu, l'intensité appliquée et la durée de traitement à l'E.C sont les facteurs majeurs. Un plan factoriel 3^3 a été mis en place pour modéliser l'efficacité et la consommation d'énergie. Dans des conditions idéales, le taux de dépollution atteint environ 98% pour le DCO et 66% pour le DBO5, tout en ne consommant que 2.39 kWh par mg-DCO. Dans les modèles mathématiques réalisés, les paramètres ayant eu le plus d'impact sont le potentiel ou le courant appliqué, ainsi que le temps de traitement et leur interaction. Les données de la modélisation ont aussi été mis en corrélation avec les résultats issus de l'expérimentation. Les conclusions ouvrent la voie à des possibilités intéressantes pour l'élaboration d'une méthode de traitement des eaux usées écologique et d'une technologie à faible coût.

Mots- clés

Traitement des eaux usées, pollution, chimie verte, électrocoagulation, plan expérimental, modélisation, optimisation.

Abstract

In order to generalize the results to an industrial scale, this work attempts to create a model that will enhance the productivity and energy efficiency of a revolutionary electrocoagulation (E.C.) process used in wastewater treatment. The assessment of the several effects and interdependencies that significantly affect the two main goals—maximizing treatment efficiency and reducing energy consumption—was made easier by the use of an experimental methodology, namely methodology of Experiments (DOE). Aluminum electrodes were used as sacrificial anodes in this assessment. The medium's pH, the applied potential, and the E.C. time of treatment are the primary variables found in preliminary tests. To investigate the connection between energy usage and efficiency performance, a three-level (33) factorial design was used. Treatment efficiency under ideal circumstances is around 66% for BOD5 and 98% for COD, with a minimal energy usage of 2.39 kWh/mg-COD. The potential or applied current, treatment duration, and their combination were the parameters that the mathematical models most strongly affected. Additionally, there was a correlation between the experimental and modeling results. The findings offer encouraging opportunities for developing a technical solution that is both economically feasible and environmentally beneficial for wastewater treatment.

Keywords

Wastewater treatment, pollution, green process, electrocoagulation, experimental design, modelling, optimization.

ملخص

يهدف هذا البحث إلى تصور وتحسين كفاءة عملية التخرثر الكهربائي المُطورة، فيما يتعلق بمعالجة مياه الصرف الصحي وتقليل استهلاك الطاقة، بهدف تهيئتها للتطبيق على النطاق الصناعي. وقد أتاح الاستخدام المناسب لتقنيات التصميم التجريبي (DOE) تقييم التأثيرات الفردية والتفاعلات المتبادلة بين العوامل المؤثرة على الهدفين الرئيسيين: تحسين كفاءة المعالجة وخفض استهلاك الطاقة، وذلك باستخدام أقطاب من الألمنيوم كأنودات تضحية. أظهرت التجارب الأولية أن درجة حموضة الوسط، وكثافة التيار، ومدة المعالجة داخل الخلايا الكهروكيميائية، تمثل العوامل الحاسمة في العملية. تم اعتماد تصميم عاملي ثلاثي (3^3) لنمذجة كل من كفاءة المعالجة واستهلاك الطاقة. في ظل الظروف المثالية، بلغ معدل إزالة التلوث حوالي 98% بالنسبة للطلب الكيميائي للأكسجين (COD)، و66% للطلب البيولوجي للأكسجين خلال خمسة أيام (BOD_5)، مع استهلاك طاقة لا يتجاوز 2.39 كيلوواط/ساعة لكل ملليغرام من COD المُعالج. وقد أظهرت النماذج الرياضية أن العوامل الأكثر تأثيراً كانت الجهد (أو التيار) المطبق، ومدة المعالجة، وكذلك التفاعل بينهما. كما تم التحقق من صحة نتائج النمذجة من خلال مقارنتها بالبيانات التجريبية. وتشير النتائج إلى إمكانيات واعدة لتطوير تقنية فعالة وصديقة للبيئة ومنخفضة التكلفة لمعالجة مياه الصرف الصحي.

الكلمات المفتاحية:

معالجة مياه الصرف الصحي، التلوث، الكيمياء الخضراء، التخرثر الكهربائي، التصميم التجريبي، النمذجة، التحسين.