

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Hassiba Benbouali de Chlef

Faculté de Technologie

Département de Génie des Procédés



MEMOIRE

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER ACADEMIQUE

Filière : Génie des Procédés

Spécialité : Génie chimique

Présenté par :

ELKEBOUB HAKIMA

BENAOUALI LAMIA

Thème :

Elimination de nitrite et nitrate d'eau potable par le procédé électrocoagulation

Soutenue le 26/06/2025, devant le jury :

M. SAMEUT BOUHAIEK IZZEDINE

MCA

Président

M^mc BENGHALIA MERIEM AMEL

MCA

Examinateur

M^mc FARES CHAHINEZ

Professeur

Encadreur

M^mc GUETARNI FATIMA

MCB

Co-encadreur

ANNEE UNIVERSITAIRE 2024/2025

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Remerciements

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce mémoire.

Nous remercions tout d'abord la Pr. Fares, notre Encadreur, pour sa disponibilité, ses conseils précieux, son accompagnement rigoureux et son soutien constant tout au long de ce travail.

Nos remerciements les plus chaleureux vont à la Dr. Guetarni, Co- encadreur, pour sa bienveillance, son aide méthodologique et ses orientations éclairées qui ont contribué à la qualité de ce mémoire.

Nos sincères remerciements vont également au Dr. BENGHALIA MERYEM AMAL et au Dr. SAMEUT BOUHAIK Izzedine, qui nous ont honorés par leur présence en tant que membres du jury, et dont les observations et remarques constructives ont grandement enrichi notre travail.

Nous exprimons également notre gratitude à la Dr. Fateh Nadja pour sa précieuse contribution et ses conseils enrichissants qui nous ont grandement aidés à affiner notre réflexion.

Enfin, nous remercions l'ensemble du corps enseignant, les personnels administratifs de notre établissement, ainsi que nos familles et amis pour leur soutien moral tout au long de notre parcours académique.

Dédicace

*Je dédie humblement ce travail, fruit d'un long chemin de persévérance et d'espoir,
À ma mère bien-aimée Fatiha El Keboub, lumière de ma vie,
source d'amour et de prières.*

*Que Dieu te protège et t'accorde santé, paix et bonheur
éternel.*

*À mon père cher Bounihi Ali, mon repère et mon appui,
Merci pour ton soutien inconditionnel et ta foi en moi.
Puisse Allah te récompenser de la plus belle des manières.*

*À mes frères et sœurs : Nabia, Maram, Abdelkader,
Abdelkrim,*

*Vous êtes ma force, ma fierté, et mes piliers dans cette vie.
Que Dieu vous bénisse et vous accorde réussite et sérénité.*

*À l'amour de ma vie, mon mari Marouane,
Merci pour ta patience, ton soutien et ta présence
rassurante à chaque étape.*

*Que Dieu remplisse ton cœur de bonheur et ta vie de
lumière.*

*À sa mère Aalia et à son père El Miloud,
Merci pour votre gentillesse et votre accueil plein
d'affection.*

*Que Dieu vous garde en santé et vous entoure de Sa
miséricorde.*

*Et enfin, à ma précieuse collègue et amie Lamia Ben Aouali,
Merci pour ton sérieux, ton entraide, et les moments
partagés.*

*Je suis reconnaissante de t'avoir eue à mes côtés dans cette
belle aventure.*



Dédicace

A mes plus grands soutiens et sources d'inspiration, je dédie ce travail avec tout mon amour et ma reconnaissance infinie.

A ma mère qui a toujours été mon port d'attachement et ma boussole merci pour ton amour inconditionnel ton dévouement et ton soutien inébranlable, Tu as été lumière qui a éclairé mon chemin dans les moments sombres et tu as toujours cru en moi, même lorsque je doutais.

A mon père qui m'a appris l'importance du travail acharné de la persévérance et de l'honnêteté, je suis reconnaissante pour tes conseils avisés et ton soutien sans faille. Tu m'as inspiré à viser plus haut et à poursuivre mes rêves. Je te suis infiniment reconnaissante pour ton soutien indéfectible, ta confiance en moi et ton amour.

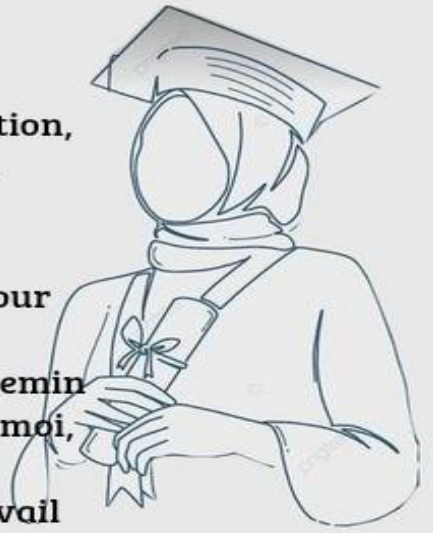
A mon frère AMIN et mes sœur DOUNIA et SAMIRA merci à vous pour votre soutien inconditionnel, vos encouragements et votre présence réconfortante à chaque étape de mon parcours. Vous avez été ma source de force quand je faiblissais, ma motivation quand je doutais et ma fierté quand je réussissais.

A mon mari en ce jour où je célèbre la fin de mes études, je ne peux pas avancer sans remercier l'homme qui a été mon pilier tout au long de ce parcours, mon mari merci pour ta patience ta compréhension et ta présence à mes côtés même dans les moments les plus difficiles. Tu as cru en moi quand moi je doutais, tu m'as encouragé, soutenu, et tu m'as donné la force d'aller jusqu'au bout. Ce diplôme, c'est aussi le tien, car derrière ma réussite il y a ton cœur ton soutien et ton sacrifice je te remercie du fond du cœur et je suis fière de partager cette réussite avec toi.

Aujourd'hui, je prends un moment pour me dire merci. Merci à moi-même pour chaque nuit blanche, chaque moment de doute, chaque effort silencieux que personne n'a vu, mais que j'ai surmonté avec courage.

J'ai persévéré malgré la fatigue, les obstacles et les moments de découragement. Je me suis battue pour mes rêves, et aujourd'hui je récolte le fruit de mon travail. Je suis fière de ce que je suis devenue, de tout ce chemin parcouru avec patience et détermination. Ce diplôme, cette réussite, ce n'est pas seulement un bout de papier — c'est la preuve de ma force intérieure.

Alors bravo à moi, et merci à moi-même de ne jamais avoir abandonné.



AMIN



الملخص

تعالج هذه المذكرة إشكالية تلوث المياه الجوفية بمركبات النيتروجين، لاسيما النترات (NO_3^-) والنتريت (NO_2^-)، الناتجة عن النشاطات الزراعية والصرف غير المنظم، والتي تشكل خطرًا مباشرًا على الصحة العامة. وقد تم في هذا الإطار اعتماد تقنية التبخير الكهربائي كحل مبتكر وفعال لمعالجة هذا النوع من التلوث، باستخدام أقطاب الألمنيوم ضمن وسط تجريبي مضبوط. اعتمدت الدراسة على تصميم تجريبي من نوع "الخطة المركبة المركزية (CCD)" لتحليل تأثير خمس متغيرات أساسية: شدة التيار، الزمن، pH، تركيز Na_2SO_4 ، ونسبة $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. أظهرت النتائج أن هذه التقنية تسمح بإزالة فعالة للنترات بكفاءة بلغت 98.66% تحت ظروف مثلى، بينما كانت إزالة النتريت مستقرة وأقل تأثرًا بالعوامل المدروسة. وأكدت النماذج الإحصائية أن فعالية الإزالة تتأثر أساسًا بـ pH، الزمن، وتركيز الإلكتروليت. كما تم تقدير استهلاك الطاقة عند 39 kWh/m^3 ، مما يجعل التقنية مجدية بيئيًا واقتصاديًا. وبناءً على هذه النتائج، تُعدّ التبخير الكهربائي خيارًا واعدًا لمعالجة المياه الجوفية الملوثة بالمركبات النيتروجينية في المناطق المتأثرة بالأنشطة الزراعية.

الكلمات المفتاحية :

النترات، النتريت، تلوث المياه الجوفية، التبخير الكهربائي، الخطة المركبة المركزية (CCD)

Résumé

Ce mémoire traite la problématique de la pollution des eaux souterraines par les composés azotés, notamment les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-), issus principalement des activités agricoles et du rejet incontrôlé des eaux usées. Pour y remédier, la technique de l'électrocoagulation a été étudiée comme solution innovante et efficace, en utilisant des électrodes en aluminium dans un dispositif expérimental rigoureusement contrôlé. Un plan expérimental de type *Central Composite Design (CCD)* a été appliqué pour évaluer l'influence de cinq variables : l'intensité du courant, le temps de réaction, le pH, la concentration en Na_2SO_4 et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. Les résultats ont montré une efficacité maximale d'élimination des nitrates de 98,66 % dans des conditions optimales, tandis que l'élimination des nitrites est restée plus stable mais moins influencée par les paramètres étudiés. L'analyse statistique a confirmé que les facteurs les plus significatifs étaient le pH, le temps et l'électrolyte. La consommation énergétique estimée est de 39 kWh/m^3 , ce qui rend le procédé économiquement viable. Ainsi, l'électrocoagulation s'avère être une alternative prometteuse pour le traitement des eaux souterraines polluées par les composés azotés.

Mots-clés :

Les nitrates, les nitrites, la pollution des eaux souterraines, électrocoagulation, Central Composite Design (CCD)

Abstract

This thesis addresses the issue of groundwater pollution by nitrogenous compounds, particularly nitrates (NO_3^-) and nitrites (NO_2^-), which originate mainly from agricultural activities and uncontrolled wastewater discharge. To tackle this problem, the electrocoagulation technique was investigated as an innovative and efficient solution, using aluminum electrodes under strictly controlled experimental conditions. A *Central Composite Design (CCD)* experimental plan was employed to evaluate the influence of five key variables: current intensity, reaction time, pH, Na_2SO_4 concentration, and the $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ ratio. The results showed a maximum nitrate removal efficiency of 98.66% under optimal conditions, while nitrite removal remained more stable but less influenced by the studied parameters. Statistical analysis confirmed that pH, time, and electrolyte concentration were the most significant factors. The estimated energy consumption was 39 kWh/m³, indicating the economic feasibility of the process. Therefore, electrocoagulation appears to be a promising alternative for treating nitrogen-contaminated groundwater in agricultural regions.

Keywords:

Nitrates, nitrites, groundwater pollution, electrocoagulation, Central Composite Design (CCD)

Table de matière

Remerciment	
Dedicace	
Résumé / abstract / الملخص.....	VI
Sommaire.....	VII
Liste des tableaux	XIII
Liste des figure.....	XI
Nomenclature.....	X
Introduction Generale	2
Chapitre I Généralité et la pollution de l'eau	
I.1. Introduction.....	5
I.2. Définition de l'eau	5
I.3 Composition de l'eau	6
I.3.1. Espèces inorganiques	6
I.3.2 Les éléments traces métalliques.....	7
I.3.3 matieres organiques	7
I.4. Les Ressources en eaux naturelles et leurs caractéristiques	8
I.4.1. Eau de mer	8
I.4.2. Eau de pluie.....	8
I.4.3. Eau souterraine.....	8
I.4.4. Eau de surface	9
I.5. Eau potable.....	10
I.5.1. caractéristiques des eaux potables	10
I.5.1.1. Propriétés organoleptiques.....	10
I.5.1.2. Propriétés physico-chimiques	11
I.6. pollution des eaux potables.....	14
I.6.1. Types et origines de la pollution.....	15

Table de matière

I.6.2.1. Pollution physique	15
I.6.2.2. Pollution chimique	16
I.6.2.3. Pollution biologique.....	18
I.7. Impacts de la pollution.....	19
I.8. conclusion	20
 Chapitre II Méthode d'élimination des nitrates/nitrites des eaux potables	
II.1. Introduction	22
II.2. Techniques d'élimination des nitrates/nitrites.....	22
II.2.1. Approche biologique de la dénitrification.....	22
II.2.1.1. Dénitrification hétérotrophe	23
II.2.1.2. Dénitrification autotrophe.....	25
ii.2.2. Techniques physico-chimiques	26
II.2.2.1. L'échange d'ions.....	26
II.2.2.2. Méthodes basées sur les membranes	27
II.2.2.3. Techniques électrochimiques	28
II.3. Paramètres influençant l'électrocoagulation.....	34
II.3.1. Concentration initiale des polluants et composition de l'eau.....	34
II.3.2. Potentiel d'hydrogène (pH) de la solution.....	35
II.3.3. Matériau et type des électrodes	35
II.3.4. Intensité du courant et densité de courant	36
II.3.5. Conductivité de l'électrolyte	36
II.3.6. Temps de rétention et agitation	37
II.3.7. Température de l'eau	37
II.4. Optimisation du procédé de l'électrocoagulation.....	38
II.4.1. La loi de Faraday	38
II.4.2. Rendement Anodique	39
II.4.3. Calcul de l'Énergie Consommée.....	39
II.5. Conclusion	40

Chapitre III Techniques expérimentales

III.1. Introduction	42
III.2. Le plans d'expériences :	42
III.2.1 Méthodologie de surface de réponse	43
III.2. Méthodologie expérimentale	48
III.3.1 Préparation la solution	50
III.3.2 Préparation De Solutions De Na_2SO_4 A Différentes Concentrations.....	51
III.4. Mesure des nitrates (NO_3^-) et des nitrites (NO_2^-)	50
III.4.1. Mesure des nitrates (NO_3^-)	52
III.4.2. Mesure des nitrites (NO_2^-)	53
III.5. Analyse mathématique des résultats	54
III.5.1. L'analyse statistique	54
III.5.2 L'analyse graphique	55
III.6. Conclusion.....	56

Chapitre IV Résultats & Discussions

IV.1. Introduction	59
IV.2. Optimisation des facteurs pour le procédé d'électrocoagulation par un plan composite centrée	59
IV.3. Application de msr basée sur plan composite centrale pour l'optimisation de l'élimination de NO_2 et NO_3 par électrocoagulation.	60
IV.3.1. Analyse statistique	60
IV.3.2. L'effet individuel des paramètres indépendants	66
IV.3.3. Effets d'interactions entre les paramètres	68
IV.4. Optimisation des variables opératoire pour % de NO_3^- éliminé et % de NO_2^- éliminé .	80
IV.4.1. Consommation d'énergie.....	81
Conclusion Generale	84
Liste de referances.....	87

Liste des tableaux

Liste des tableaux

Chapitre I Généralité et la pollution de l'eau

Tableau I.1: Les principaux sels minéraux retrouvés dans l'eau	6
Tableau 1.2 : Normes d'eau potable selon l'Algérie et selon l'OMS (source ADE)	14

Chapitre III Techniques expérimentales

Tableau III.1 : Valeurs du α pour plan composite central (RAYMOND H et al., 2016	44
Tableau III.2: Facteurs étudiés et niveaux des variables indépendantes pour le traitement par EC.....	46
Tableau III.3 : Matrice expérimentale du Plan Composite Centré.....	47
Tableau III.5 : Caractéristiques des réactifs utilisés pour la préparation des solutions	50
Tableau III. 6: Variation du rapport NO_2/NO_3 en fonction des masses de NaNO_3 et NaNO_2 ..	51
Tableau III.7 : Masse de Na_2SO_4 nécessaire pour préparer 500 mL de solution à différentes concentrations molaires.....	52

Chapitre IV Résultats & Discussions

Tableau IV.1: Résultats du CCD à 5 facteurs et valeur des efficacités réelles d'élimination du (NO_3^-) et (NO_2^-) par électrocoagulation	61
Tableau IV.2: Résultats ANOVA du modèle quadratique obtenu pour l'optimisation de l'élimination de NO_3 par électrocoagulation	63
Tableau IV.3: Résultats ANOVA du modèle quadratique obtenu pour l'optimisation de l'élimination de NO_2 par électrocoagulation.....	64

Liste des figures

Liste des figures :

Chapitre I Généralité et la pollution de l'eau

Figure I.1: Principaux mécanismes de transport des contaminants vers l'eau souterraine, et processus de transformation associés 16

Figure I.2 : Cycle de l'azote dans un écosystème naturel 18

Chapitre II Méthode d'élimination des nitrates/nitrites des eaux potables

Figure II.1: Schéma du procédé d'électrodialyse 28

Figure II .2: Facteurs qui influent la réaction électrochimique Adapté de Bard 29

Figure II .3 : Schéma du principe de électrocoagulation 34

Chapitre III Techniques expérimentales

Figure III .1: Entrées et sorties d'une expérience..... 42

Figure III. 2 : Construction d'un plan composite centré 44

Figure III.3: Electrodes utilisée lors de travail (avant traitement) 49

Figure III.4: Photo du réacteur EC discontinu 50

Figure III.5: Schéma graphique du réacteur EC discontinu 50

Figure III.6: Mesure de NO_3^- 51

Figure III.7: 50 ml de l'échantillon et 1 ml de réactif de NO_2^- 52

Figure III.8: Mesure de NO_2^- par UV-Vis 52

Figure III.9: Graphiques : (a) surfaces de réponses, (b) d'iso- réponse 54

Chapitre IV Résultats & Discussions

Figure IV.1 : Représentations diagnostiques de valeurs prédites par rapport aux valeurs réelles, (a) pour l'élimination du NO_3^- , (b) pour l'élimination du NO_2^- 63

Figure IV.2. Effet individuel des variables indépendantes a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^- 64

Figure IV. 3: Effet interactif de l'intensité du courant et le temps d'électrolyse sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^- 66

Figure IV.4.: Effet interactif de l'intensité du courant et le pH sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^- 67

Figure IV.5. : Effet interactif de l'intensité du courant et la $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^- 69

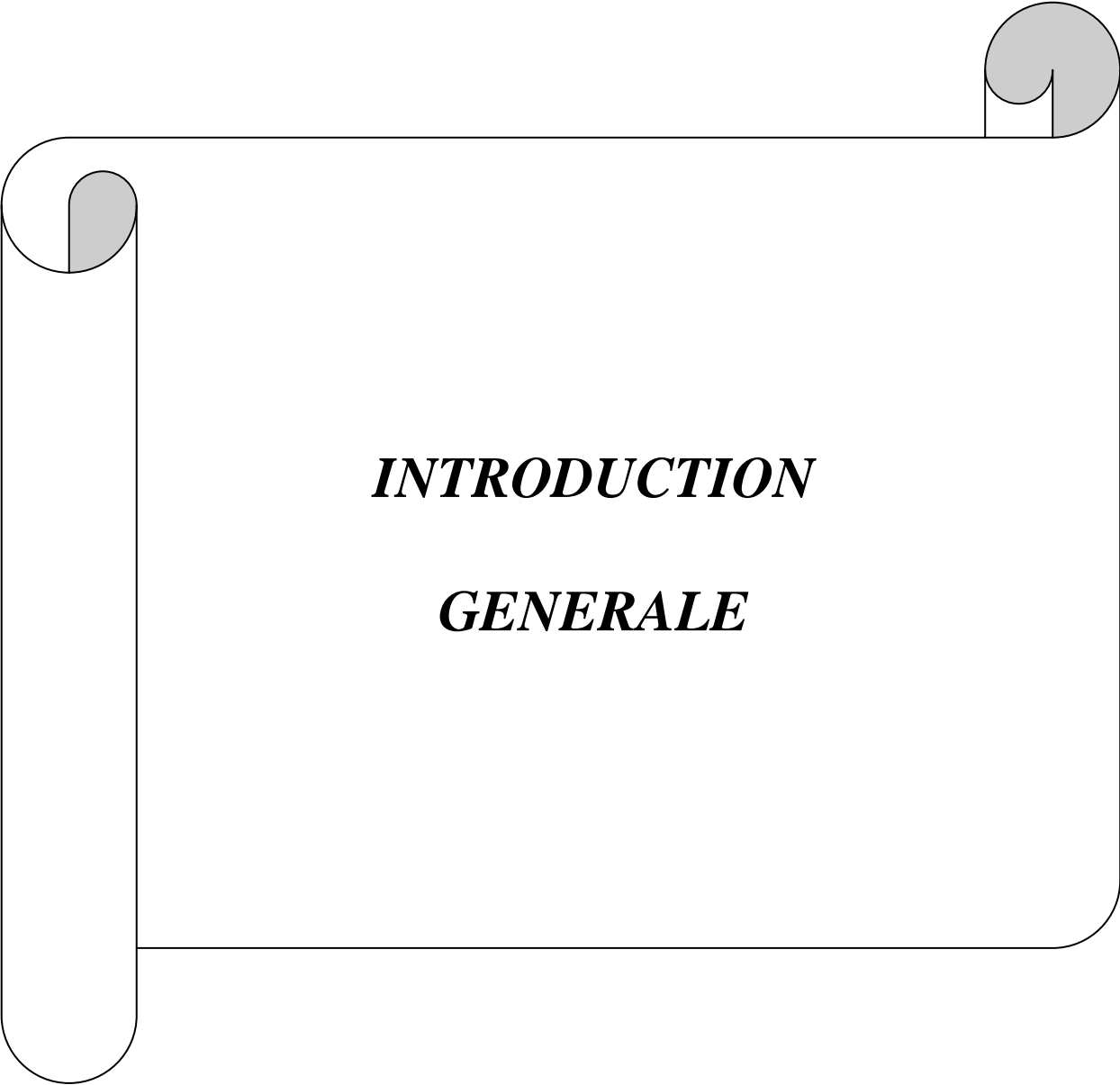
Liste des figures

Figure IV.6: Effet interactif de l'intensité du courant et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	70
Figure IV.7: Effet interactif du temps de réaction et pH du milieu sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	71
Figure IV.8: Effet interactif du temps de réaction et $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	72
Figure IV.9: Effet interactif du temps de réaction et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- : (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	73
Figure IV.10: Effet interactif de pH et $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	74
Figure IV.11: Effet interactif de pH et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	75
Figure IV.12: Effet interactif de $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-	76
Figure IV.13 : Conditions optimales obtenues du modèle MSR : (a) pour % NO_3^- éliminé. (b) pour % NO_2^-	77

Nomenclature

Nomenclature

Symbole	Définition
NO_3^-	Ion nitrate
NO_2^-	Ion nitrite
EC	Électrocoagulation
CCD	<i>Central Composite Design</i> (Plan composite centré)
RSM	<i>Response Surface Methodology</i> (Méthodologie de surface de réponse)
ANOVA	<i>Analysis of Variance</i> (Analyse de la variance)
Ph	Potentiel hydrogène
Na_2SO_4	Sulfate de sodium (électrolyte ajouté)
A	Ampère (unité d'intensité électrique)
V	Volt (unité de tension)
T	Temps de traitement (minutes)
I	Intensité du courant (A)
Ra	Rendement anodique
R^2	Coefficient de détermination (ajustement du modèle statistique)
kWh/m^3	Kilowattheure par mètre cube (consommation énergétique)
YNO_3	Rendement d'élimination du nitrate
YNO_2	Rendement d'élimination du nitrite
X_1	Intensité du courant (variable expérimentale)
X_2	Temps de réaction (variable expérimentale)
X_3	pH initial (variable expérimentale)
X_4	Concentration en Na_2SO_4 (mol/L) (variable expérimentale)
X_5	Rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ (variable expérimentale)
$X_i X_j$	Interaction entre deux variables expérimentales
X_i^2	Terme quadratique (effet non linéaire d'une variable expérimentale)
Econsommé	Énergie consommée durant le traitement
Mth	Masse théorique d'aluminium dissoute (selon la loi de Faraday)
Mexp	Masse réelle d'aluminium dissoute (mesurée expérimentalement)



INTRODUCTION

GENERALE

Les eaux souterraines constituent une ressource naturelle essentielle dont dépend l'être humain dans de nombreux domaines, notamment dans les régions où les eaux de surface sont rares. Cependant, ces eaux sont souvent contaminées par des concentrations élevées de nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-), principalement à cause de l'utilisation intensive d'engrais agricoles, des infiltrations d'eaux usées domestiques, ainsi que des activités industrielles. [1]

La présence dans les eaux souterraines de concentrations élevées en nitrates et nitrites constitue un risque sanitaire capital pour l'homme, et notamment pour les enfants jeunes et les nourrissons, susceptible de provoquer des maladies graves comme la méthémoglobinémie (syndrome du bébé bleu), ainsi que peut-être une association avec certaines pathologies cancéreuses et des troubles des systèmes digestifs et reproductifs. En face de ce risque environnemental et sanitaire, il s'est rendu nécessairement impératif la mise au point d'efficaces technologies pour les supprimer des eaux.[2]

Dans cette perspective, l'objet de la présente étude est de vérifier l'efficacité du traitement d'électrocoagulation comme solution remuante et sécuritaire pour l'élimination des nitrates et nitrites des eaux souterraines. Cette méthode repose sur l'utilisation des électrodes métalliques (habituellement de l'aluminium ou du fer) et d'un courant électrique continu, permettant la formation de coagulation électrochimique des impuretés dissoutes dans l'eau en proposant une pratique simple et relativement abordable, sans recours à l'utilisation des gros emplois de produits chimiques. Le principale objectif de cette étude est la détermination des conditions optimales (intensité du courant, pH, temps de traitement, concentration du sulfate du sodium, rapport du nitrite et nitrate etc.) pour l'élimination maximale des nitrates et nitrites et de contribuer à l'amélioration de la qualité des eaux.

"Ce document se compose de quatre chapitres, précédés d'une introduction et suivis d'une conclusion et perspectives, nous exposons :

- Dans le premier chapitre une étude bibliographique des différentes formes de pollution des eaux potables, en s'appuyant sur la pollution des eaux souterraines polluées par des nitrites et nitrates.
- Dans le deuxième chapitre, une synthèse bibliographique détaillée sur les procédés de traitements des nitrites et nitrates.
- Dans le troisième chapitre, une description de la procédure expérimentale, du matériel et des techniques d'analyse ont été présentés.

- Le dernier chapitre, regroupe les résultats expérimentaux et leurs discussions.

Enfin une conclusion générale qui a permet de tirer un bilan global des différents travaux réalisés dans ce mémoire.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top. The scroll is outlined in black, and the top and bottom corners are rounded. There are three grey circular elements: one at the top-left corner, one at the top-right corner, and one at the bottom-left corner, each partially overlapping the scroll's border.

CHAPITRE I

***GENERALITE ET LA POLLUTION
DE L'EAU***

I.1. INTRODUCTION

L'accès à une eau potable de qualité est un enjeu sanitaire et environnemental majeur, particulièrement pour les eaux souterraines, qui constituent une source essentielle d'approvisionnement dans de nombreuses régions, comme la région d'Ain Defla en Algérie avec la nappe albienne.

La potabilité de l'eau repose sur des critères organoleptiques (couleur, goût, odeur) et physico-chimiques (pH, salinité, dureté) stricts, définis par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), mais ces caractéristiques sont menacées par diverses formes de pollution. [3]

Parmi les polluants, les nitrates et nitrites, issus principalement de l'agriculture et de l'élevage, posent des risques significatifs pour la santé humaine et les écosystèmes en raison de leur toxicité et de leur contribution à l'eutrophisation. [4]

Ce chapitre vise à présenter les caractéristiques essentielles de l'eau potable, à analyser les types de pollution (physique, chimique, biologique) et leurs origines (domestiques, industrielles, agricoles, urbaines), avec un accent particulier sur la pollution minérale par les nitrates et nitrites dans les eaux souterraines. [5]

I.2. Définition de l'eau

L'eau est une substance naturelle fondamentale, d'ordinaire sous forme liquide, et qui est transparente, incolore, inodore et insipide lorsqu'elle est pure. Sa formule chimique est H_2O , soit qu'elle est composée de deux atomes d'hydrogène et d'un atome d'oxygène. L'eau présente la caractéristique d'exister sous trois états physiques :

1. Solide (glace lorsque la température diminue).
2. Liquide (tel que l'eau des rivières et des lacs et celle que nous avons).
3. Gazeux (vapeur d'eau faite par l'évaporation ou la vapeur d'ébullition).

Elle est également connue sous le nom d'un des meilleurs solvants naturels qui peuvent dissoudre un très grand nombre de composés grâce à ses propriétés chimiques et physiques. Pour cette raison, elle est souvent référencée comme "le solvant universel". Cette qualité la rend une des composantes obligatoires dans les réactions chimiques et les processus biologiques qui sont vitaux à la vie sur la planète Terre. [6]

I.3 composition de l'eau

La chimie d'eau naturelle diffère considérablement en fonction de la région géographique et même dans une région, elle ne cesse jamais d'être en changement selon les saisons. Ces variations sont déterminées par la solubilité des sels minéraux qui sont présents dans la croûte terrestre, comme le carbonate de calcium (CaCO_3), le sulfate de calcium (CaSO_4), le carbonate de magnésium (MgCO_3) et le chlorure de sodium (Na Cl). En outre, la composition physique des roches conditionne la constitution de l'eau, puisque lorsque passant à travers les sols et les massifs rocheux, l'eau dissout quelques minéraux, ce qui modifie sa constitution chimique et qui est responsable des différences d'une région à l'autre.

I.3.1. Espèces inorganiques

Les composants inorganiques prédominants de l'eau sont des substances ioniques majoritairement telles que des anions et des cations, qui sont des produits de dissolution des roches dans l'eau en mouvement. Ils contribuent à la composition chimique de l'eau et ses propriétés physico-chimiques. Le tableau suivant présente les principaux sels minéraux retrouvés dans l'eau [7].

Tableau 1.1: Les principaux sels minéraux retrouvés dans l'eau [7]

Sels minéraux	Éléments associés
Carbonates	Sodium (Na^+)
Bicarbonates	Calcium (Ca^{2+})
Silicates	Magnésium (Mg^{2+})
Sulfates	Fer ($\text{Fe}^{2+} / \text{Fe}^{3+}$)
Chlorures	Potassium (K^+)
Nitrates	NO_3^-

Ces sels ont une fonction critique de minéralisation de l'eau qui affecte son acidité (pH), sa dureté, de même que la possibilité pour elle d'être buvable ou utilisable pour des activités variées à travers l'agriculture et l'industrie.

I.3.2 Les éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des métaux présents dans les eaux naturelles à très faibles concentrations, généralement de l'ordre du microgramme par litre ($\mu\text{g/L}$), soit une partie par milliard ($<10^{-3}$ mg/L). Parmi les principaux ETM fréquemment rencontrés dans les eaux, on peut citer : le titane (Ti), le zinc (Zn), le nickel (Ni), l'aluminium (Al), le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le plomb (Pb) et le mercure (Hg).[8]

Ces substances peuvent altérer le bilan chimique de l'eau. À des concentrations extrêmement faibles, certains d'entre eux sont indispensables aux organismes vivants, mais à des concentrations plus importantes, ils deviennent des polluants toxiques et sont une menace pour l'environnement et la santé humaine [9].

I.3.3 matières organiques

Les matières organiques dans l'eau sont à très grande majorité en forme dissoute, sous forme de molécules de faible poids moléculaire, provenant de plusieurs origines. La concentration des matières organiques en dissout et particules dépend du type d'eau et de sa profondeur. Les eaux de surface des mers sont en général moins riches en concentration que les eaux abyssales. On peut trouver dans l'eau des milliers de composés organiques, parmi lesquels :[10]

- Débris de déchets végétaux,
- Substances organiques synthétiques solubles,
- Matières azotées.

Le carbone organique dissous est l'une des composantes majeures du cycle du carbone et de la chaîne alimentaire aquatique. Il a aussi une incidence sur la pénétration de la lumière dans l'eau et les échanges gazeux en surface [11].

Les matières organiques particulières non dissoutes en eau, en suspensions ou en émulsions, peuvent être divisées en fonction de leur taille. La plupart de ces particules sont biologiques dans les eaux de surface.

- Les très fines particules (moins de $1 \mu\text{m}$ à quelques dizaines de μm) sont composées en grande majorité de bactéries, de débris organiques fins et de particules inorganiques, tels les minéraux argileux et des certains composés insolubles, tels l'hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$. [12]

- Les plus grandes particules (de quelques dizaines à quelques centaines de μm) comprennent des débris organiques en volume, des fécaux agrégés, et des produits de l'agrégation biologique, comme le sable, les sédiments, le pétrole et les huiles.[13]

En outre, l'eau contient des gaz dissous, qui sont engagés dans les processus biologiques et peuvent encore influencer les réactions chimiques, comme la corrosion et l'interaction avec les métaux [14].

I.4. Les Ressources en eaux naturelles et leurs caractéristiques

Les ressources en eaux naturelles sont les eaux souterraines, telles que les nappes phréatiques et les sources, les eaux de surface, les rivières, les lacs, et les eaux marines et océaniques [15]. Les différents types d'eau se distinguent par leur composition et leurs caractéristiques.

I.4.1. Eau de mer

L'eau de mer, présente dans les océans, est caractérisée par une forte salinité (environ 35 g/L de sel, principalement du chlorure de sodium). Elle contient également divers minéraux et oligo-éléments. En raison de sa salinité, elle est impropre à la consommation humaine ou à l'irrigation sans un processus de dessalement coûteux. Elle est principalement utilisée pour des activités marines ou industrielles après traitement [15].

I.4.2. Eau de pluie

L'eau de pluie est collectée directement à partir des précipitations. Elle est naturellement douce, c'est-à-dire pauvre en minéraux dissous comme le calcium ou le magnésium. Cependant, elle peut capter des polluants atmosphériques (poussières, particules, ou composés chimiques) en tombant, ce qui la rend souvent impropre à la consommation sans traitement. Elle est utilisée pour l'arrosage, le lavage ou, après filtration, pour des usages domestiques.

[16]

I.4.3. Eau Souterraine

L'eau souterraine provient des nappes phréatiques ou aquifères, situées sous la surface terrestre. Elles se définissent par :

- Une faible turbidité, grâce à une filtration naturelle efficace à travers les roches et les sols.[17]
- Une contamination bactérienne limitée, car elles sont protégées des sources de pollution de surface.

- Une dureté fréquemment élevée, en raison de la présence de minéraux dissous tels que le calcium et le magnésium, ainsi qu'une forte concentration en fer et manganèse [15].
- Sa composition varie selon la géologie locale.

Les eaux souterraines, issues des nappes phréatiques ou aquifères, se divisent en eaux douces et eaux saumâtres. Les eaux douces, enrichies en minéraux (calcium, magnésium, fer) par leur contact avec les roches, peuvent contenir des contaminants naturels comme l'arsenic. Les eaux saumâtres, avec une salinité de 1 à 10 g/L, se trouvent dans les nappes côtières ou dans des régions comme le Sud saharien en Algérie, où la nappe albiennaise, profonde et vaste, présente parfois une salinité modérée due à des infiltrations anciennes. Les deux types sont des sources majeures d'eau potable après traitement (ajustement de la dureté ou dessalement partiel pour les eaux saumâtres). Leur particularité est leur stabilité chimique et leur protection relative contre la pollution de surface, bien que les eaux saumâtres nécessitent un traitement spécifique pour la potabilisation ou des usages comme l'irrigation.

I.4.4. Eau de surface

Contrairement aux eaux souterraines, les eaux de surface se trouvent au-dessus ou à proximité de la surface terrestre, incluant les eaux des rivières, alimentées par les précipitations, les ruissellements ou les sources souterraines. Elles se distinguent par :

- La dépendance de la qualité de ces eaux de l'environnement et de l'activité humaine à proximité.
- Une composition variable, incluant des sédiments, des matières organiques (algues, débris végétaux) et parfois des polluants (nitrates agricoles, métaux lourds industriels).
- Une riche teneur en oxygène dissous, mais une faible concentration de dioxyde de carbone [15].

Ces eaux sont utilisées pour l'irrigation, la production d'eau potable (après traitement), ou encore pour les activités de loisirs. Bien qu'elles soient facilement accessibles, elles sont également plus vulnérables à la pollution et nécessitent souvent un traitement rigoureux, notamment une filtration adaptée avant toute utilisation domestique ou potable.

I.5. Eau potable

L'eau potable est obtenue par le traitement de différentes sources d'eau (eaux de surface, souterraines, de pluie ou de mer) afin de répondre aux normes de sécurité sanitaire.. Elle se caractérise par une faible teneur en impuretés, en bactéries et en substances chimiques nocives, avec un pH proche de 7 et une composition adaptée à la consommation humaine.

Selon la source initiale, son traitement varie :

- **Eaux de surface** : Filtration, désinfection (chlore, UV) pour éliminer sédiments, matières organiques et polluants.[18]
- **Eaux souterraines** : Ajustement de la dureté (élimination de minéraux excédentaires) ou traitement des contaminants naturels (arsenic, nitrates).[19]
- **Eau de pluie** : Filtration et désinfection pour enlever les polluants atmosphériques.[20]
- **Eau de mer** : Dessalement (osmose inverse) pour retirer le sel et les minéraux.[21]

L'eau potable est de l'eau purifiée et traitée pour être sans danger pour la consommation humaine. Elle répond à des normes de qualité strictes,, avec un faible taux de minéraux, de bactéries et d'impuretés chimiques. Elle est généralement distribuée via les réseaux publics ou embouteillée. Ses caractéristiques incluent : une faible turbidité, un pH neutre (environ 7) et l'absence de contaminants pathogènes. Elle est utilisée pour boire, cuisiner et l'hygiène quotidienne.

I.5.1. caractéristiques des eaux potables

L'eau potable doit répondre à des normes strictes établies par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et les autorités réglementaires pour garantir sa sécurité sanitaire et son acceptabilité par les consommateurs. Ces normes englobent des critères physiques, chimiques et biologiques qui assurent l'innocuité de l'eau et ses qualités organoleptiques, telles que le goût, l'odeur et la couleur, afin de répondre aux besoins d'hygiène et de consommation. [22]

I.5.1.1. Propriétés organoleptiques

Les propriétés organoleptiques de l'eau potable, qui déterminent la perception des consommateurs, englobent la couleur, le goût, l'odeur et la turbidité, des aspects essentiels pour son acceptabilité.

B. Couleur

L'eau de consommation doit être transparente et incolore. La couleur de l'eau est exprimée en unités de couleur vraie, qui permettent d'estimer la quantité de substances dissoutes [24]. Une anomalie de couleur peut être due à :

- Présence de matières organiques (débris végétaux, algues).
- Des oxydes métalliques (fer, manganèse).
- De agents chimiques provenant d'une pollution agricole ou industrielle.

C. Goût et odeur

Le goût et l'odeur des eaux potables doivent être neutres. Une eau potable ne doit pas dégager d'odeur désagréable ni avoir un goût altéré. Plusieurs facteurs peuvent influencer ces caractéristiques :

- Présence de matières organiques en décomposition (algues, bactéries).
- Traitement chimique (chloration excessive, présence de métaux lourds).
- Minéralisation (excès de sels dissous donnant un goût salé ou métallique).

Le goût et l'odeur sont subjectifs et varient en fonction de la sensibilité des consommateurs [23].

D. Turbidité

La turbidité est la densité de particules en suspension agitant l'eau. Elle est mesurée en Unités de Turbidité Néphélométrie (UTN). Une eau claire donne bonne filtration et absence de pollution. Une turbidité élevée peut être causée par :

- Une contamination microbiologique.
- Une charge élevée en sédiments.
- La présence de particules inorganiques (argiles, oxydes de fer).

Une forte turbidité peut altérer l'efficacité des traitements de désinfection et favoriser le développement de micro-organismes pathogènes [23].

I.5.1.2. Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques de l'eau potable, incluant la température, le pH, la salinité, les résidus secs, la dureté, la conductivité, l'alcalinité, les chlorures et autres ions, déterminent sa composition et son aptitude à la consommation.

A. Température

L'eau potable doit être fraîche, idéalement à une température inférieure à 15 °C, pour garantir sa qualité. Une température élevée favorise :

- La prolifération des bactéries et des algues.
- L'apparition de goûts et d'odeurs indésirables.
- Une diminution de la solubilité de l'oxygène, affectant la fraîcheur de l'eau.

Les variations saisonnières de température affectent principalement les eaux de surface, qui sont plus exposées aux conditions climatiques [24].

B. pH (Potentiel hydrogène)

Le pH, indicateur d'acidité ou d'alcalinité sur une échelle de 0 à 14, doit se situer entre 6,5 et 8,5 [24].

- $\text{pH} < 7$: Eau acide, pouvant provoquer la corrosion des canalisations.
- $\text{pH} = 7$: Eau neutre, idéale pour la consommation.
- $\text{pH} > 7$: Eau alcaline, qui peut contenir des carbonates et des bicarbonates.

L'alcalinité, liée à la concentration en bicarbonates (HCO_3^-), carbonates (CO_3^{2-}) et hydroxydes (OH^-), est mesurée par le titre alcalimétrique simple (TA, pour hydroxydes et carbonates) et total (TAT, pour hydrogénocarbonates). Elle confère un pouvoir tampon qui stabilise le pH, limitant les variations d'acidité ou d'alcalinité, par exemple dans les eaux souterraines du Sud saharien algérien, où une alcalinité modérée due aux bicarbonates maintient un pH stable [26]. Une alcalinité élevée, souvent observée dans les eaux riches en minéraux, est essentielle pour éviter la corrosion et garantir une eau chimiquement équilibrée [25].

C. Salinité

La salinité, correspondant à la concentration en sels dissous comme les cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et les anions (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^-), doit être faible (< 1 g/L pour les eaux douces). Les eaux saumâtres (1-10 g/L) nécessitent un dessalement partiel, comme dans certaines nappes côtières ou la nappe albienne du Sud saharien [23]. Une salinité trop élevée peut [23] :

- Rendre l'eau impropre à la consommation.
- Altérer le goût.
- Endommager les infrastructures hydrauliques (corrosion des canalisations).

La conductivité électrique mesure la capacité de l'eau à conduire l'électricité, liée à la présence d'ions dissous. Une conductivité élevée indique une forte concentration en minéraux, comme le sodium et le chlorure, typique des eaux saumâtres. Cette mesure est un indicateur rapide de la salinité et de la qualité de l'eau, essentielle pour son utilisation en irrigation, consommation ou industrie. [24].

Par contre, la dureté mesurée en degrés français (°F), dépend des ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}). Elle révèle la qualité d'eau :

- Eau douce : TH < 15°F.
- Eau moyennement dure : TH 15 à 30°F.
- Eau dure : TH > 30°F.

Une eau trop dure peut provoquer des dépôts calcaires, tandis qu'une eau trop douce peut être corrosive pour les canalisations [23].

Les autres minerais qui influencent également la qualité de l'eau, nécessitant une surveillance rigoureuse pour garantir la potabilité [26] sont :

- Les chlorures (Cl^-), limités à 250 mg/L, évitent un goût salé, la corrosion bactérienne et les signes de pollution par des eaux usées ou industrielles [26].
- Les sulfates (SO_4^{2-} , laxatifs à forte dose)

En Algérie, afin de garantir une eau potable saine et de bonne qualité, des normes strictes ont été établies par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et par les autorités locales, comme l'Algérienne des eaux (ADE) tableau I.2. Ces normes permettent de fixer des valeurs maximales pour divers paramètres afin de garantir la salubrité de l'eau.

Tableau 1.2 : Normes d'eau potable selon l'Algérie et selon l'OMS (source ADE).

Paramètre	Unité	Norme Algérienne	Norme OMS
pH	/	6.5 - 8.5	6.5 - 9.2
Température	°C	25	/
Conductivité	µs/cm	2800	/
Résidus secs à 180°C	mg/l	2000	1500
Turbidité	NTU	2	5
Dureté totale (TH)	mg/l	500	500
Calcium (Ca)	mg/l	200	/
Magnésium (Mg)	mg/l	150	150
Sodium (Na)	mg/l	200	/
Potassium (K)	mg/l	20	/
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/l	400	250
Chlorures (Cl)	mg/l	500	250
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/l	50	50
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/l	0.1	0.1
Aluminium (Al)	mg/l	0.2	0.2
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	mg/l	0.5	0.5
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l	0.5	/
Matières organiques	mg/l	3	/
Métaux lourds	mg/l	0.3	/
Fer (Fe)	mg/l	0.3	0.3
Manganèse (Mn)	mg/l	0.5	0.1

I.6. pollution des eaux potables

La pollution de l'eau, selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), désigne toute dégradation de sa qualité par l'introduction de substances chimiques, biologiques ou physiques nuisibles, rendant l'eau impropre à la consommation humaine ou animale et perturbant les écosystèmes aquatiques.[27]

Cette contamination affecte les eaux souterraines (nappes phréatiques, comme la nappe albienne du Sud saharien algérien), les eaux de surface (rivières, lacs, ex. : barrage Ain Zada à Bordj Bou Arreridj) et les sources d'eau potable, avec des impacts dépendant des types de polluants et de leurs origines domestiques, industrielles, agricoles ou urbaines [28].

I.6.1. Types et origines de la pollution

La pollution de l'eau potable résulte de divers types de contamination, chacun associé à des origines spécifiques affectant les eaux souterraines et de surface. La pollution physique, incluant les rejets thermiques et radioactifs, provient principalement des industries comme les centrales nucléaires ou les raffineries. La pollution chimique, englobant les substances organiques (détergents, pesticides, hydrocarbures) et minérales (métaux lourds, nitrates), est liée aux activités domestiques, industrielles, agricoles et urbaines, les nitrates agricoles augmentant notamment la salinité. La pollution biologique, causée par des micro-organismes pathogènes comme les coliformes, découle des eaux usées domestiques, des déjections agricoles et du ruissellement urbain, menaçant la potabilité et les écosystèmes [28].

I.6.2.1. Pollution physique

La pollution physique modifie les propriétés physiques de l'eau, principalement par des changements de température ou l'introduction de substances radioactives, souvent liées aux activités industrielles et urbaines. [29]

A. La pollution radioactive de l'eau

La radioactivité contenue dans l'eau, qu'elle soit naturellement (par exemple, de l'uranium et du radium) ou artificiellement provenant (lié à l'énergie nucléaire), peut surgir avec des conséquences du point de vue environnemental et de la santé publique. Ces produits radioactifs peuvent provenir de diverses causes, par exemple des eaux souterraines profondes, des dépôts atmosphériques d'explosions nucléaires, des zones de rayonnement industriel ou encore d'accidents qui se sont produits dans les unités nucléaires.[30]

D. La pollution thermique

La pollution thermique, issue des rejets d'eaux chaudes par les industries comme les centrales électriques, nucléaires ou les raffineries, réduit l'oxygène dissous, accélère la dégradation biologique et favorise la prolifération de micro-organismes. Par ailleurs, une augmentation du niveau de température, même le moins possible, pourrait être dommageable à l'action de nature de la filtration de l'eau et la fixation du transport d'oxygène, accréditant davantage les aspects néfastes des autres agents de pollution.[31]

Ces pollutions, majoritairement d'origine industrielle (ex. : rejets de centrales) ou urbaine (ex. : rejets thermiques localisés), compromettent la potabilité et la qualité écologique des eaux.

I.6.2.2. Pollution chimique

La pollution chimique résulte de l'introduction de substances organiques et minérales issues des activités domestiques, industrielles, agricoles et urbaines, altérant la composition chimique de l'eau.

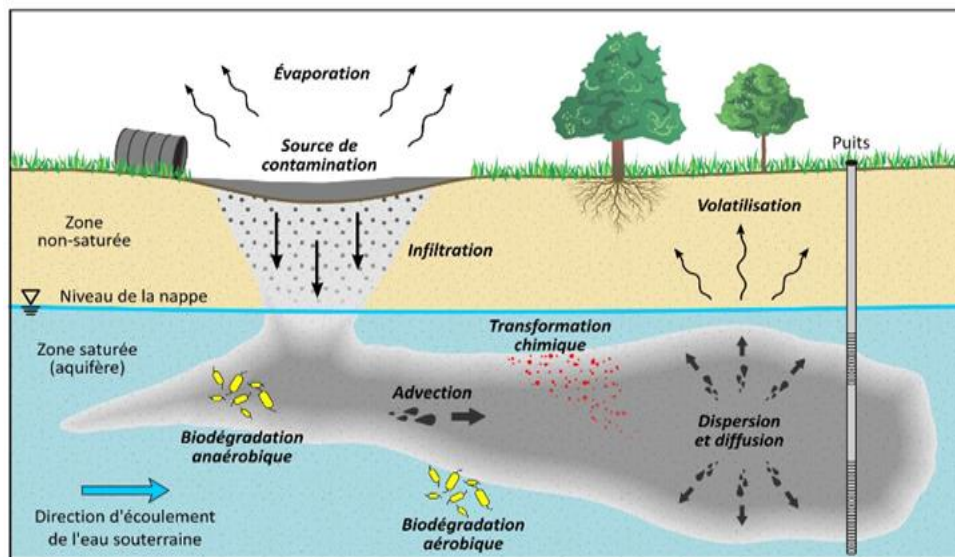


Figure I.1: Principaux mécanismes de transport des contaminants vers l'eau souterraine, et processus de transformation associés [32]

A. La pollution organique

Elle est due à des rejets riches en matières organiques fermentescibles (biodégradables), fournis par les secteurs de l'alimentation et de l'agroalimentaire (laiteries, abattoirs, sucreries...) ainsi que par les déchets domestiques (déjections humaines, graisses, etc.). Le premier effet de cette pollution est la consommation d'oxygène dissous par les ciseaux. Les principaux polluants organiques comprennent les détergents, les pesticides et les hydrocarbures. [33]

- **Les détergents :** Ils sont des composés tensioactifs artificiels qui se retrouvent dans les eaux en raison des déversements d'effluents provenant des zones urbaines et industrielles. L'usage des détergents cause les nuisances suivantes :[34]

✓ Apparition d'un goût de savon.

- ✓ Formation de mousse qui entrave le processus d'assainissement naturel ou artificiel.
- ✓ Diminution du transfert et de la dissolution de l'oxygène dans l'eau
- **Les pesticides** : Les produits utilisés dans l'agriculture ont des effets nocifs à long terme en se fixant dans les chaînes trophiques et en dérangement de l'équilibre naturel des écosystèmes.
- **Hydrocarbures** : Provenant des secteurs pétroliers et des transports, ces substances ont une faible solubilité dans l'eau et une biodégradabilité limitée. Leur densité étant inférieure à celle de l'eau, elles flottent à sa surface. À première vue, ils créent une pellicule qui interfère avec les échanges de gaz atmosphériques. [35]

E. La pollution minérale

La pollution minérale des eaux peut entraîner pour effet l'inhibition de la croissance végétale et provoquer des troubles physiologiques à l'effet sur les animaux. Les pollueurs minéraux principaux sont les éléments lourds et les éléments nutritifs minéraux. La pollution minérale comprend les métaux lourds (mercure, cadmium, plomb, cuivre, chrome, nickel, zinc) d'origine industrielle (ex. : rejets miniers) ou urbaine (ex. : ruissellement routier), qui s'accumulent dans les organismes vivants, et les éléments nutritifs comme les nitrates et phosphates, principalement agricoles (engrais, déjections d'élevage), contribuant à l'eutrophisation, une croissance excessive d'algues nuisible aux écosystèmes [36]. Les nitrates (NO_3^-), liés à la salinité, augmentent la conductivité électrique, tandis que les bicarbonates (HCO_3^-) influencent l'alcalinité et le Ph [37]. Les nitrites, présents en faible quantité ($< 1 \text{ mg/L}$ dans les eaux de surface), sont toxiques pour les poissons [38]. Ces pollutions, exacerbées par les rejets domestiques, industriels, agricoles et urbains, affectent la potabilité et la qualité écologique de l'eau.

- **Les métaux lourds** : Le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le plomb (pb), l'argent (Ag), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le nickel (Ni) et le zinc (Zn), qu'ils soient naturels ou industriels, se concentrent dans les organismes vivants et tout au long de la chaîne alimentaire, avec des conséquences dangereuses pour la santé.[39]
- **Les éléments minéraux nutritifs** : Un cycle complexe et de diverses sources. En premier lieu, les nitrates sont des molécules courantes de l'environnement, sur lesquelles s'écoule un cycle de transformation complexe [40]. Ils ont des sources diverses, qu'elles soient diffuses (élevage, agriculture) ou ponctuelles (rejets

industriels, eaux usées). La pollution des eaux de surface et souterraines en nitrates est en grande partie d'origine agricole et élevegère [41]. En second lieu, Les nitrites sont également présents dans le sol, l'eau et les plantes, mais en quantités relativement faibles. Dans les eaux de surface, leur concentration dépasse rarement 1 mg/l. Cependant, les nitrites peuvent être toxiques pour certaines espèces aquatiques, en particulier les poissons [42 ,43].

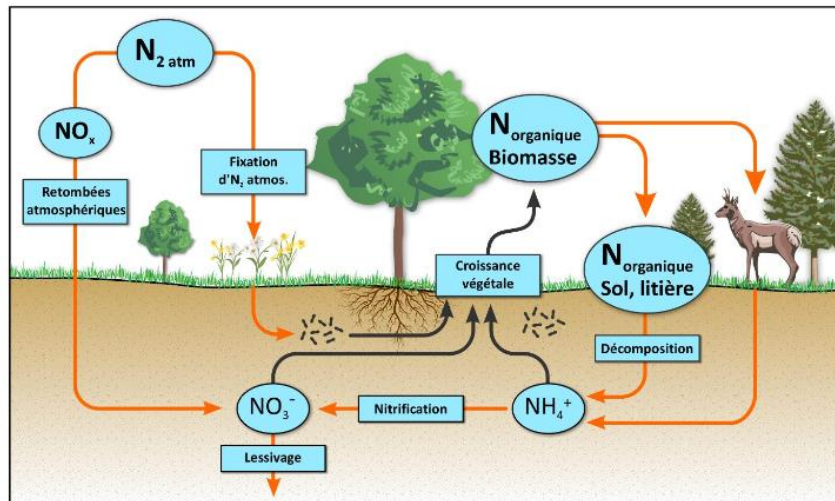


Figure I.2 : Cycle de l'azote dans un écosystème naturel [44].

- **Le phosphore** : C'est un minéral essentiel aux plantes, mais la quantité se fait bonnes jusqu'à un certain niveau pour causer l'eutrophisation des eaux, soit une activité dans laquelle une excessive croissance d'algues se manifeste [45].
- L'agriculture utilise des volumes considérables de phosphates à titre de fumier, ce qui, en retour, favorise le dépôt des phosphores dans les eaux [41].

I.6.2.3. Pollution biologique

La pollution biologique de l'eau provient de micro-organismes pathogènes (bactéries, virus, parasites, champignons) introduits par les rejets domestiques, agricoles et urbains, compromettant la sécurité sanitaire de l'eau. [46]

A. Les protozoaires

C'est des parasites unicellulaires, se développent au détriment de leur hôte, souvent introduits par les eaux usées domestiques ou le ruissellement urbain (ex. : eaux contaminées du lac Hassi ben Abdellah) [47].

B. Bactéries pathogènes

La pollution bactérienne inclut des bactéries pathogènes d'origine fécale, comme les coliformes (totaux et fécaux, ex. : E. coli), les streptocoques fécaux et les Clostridium sulfito-réducteurs, indicateurs de contamination fécale, provenant des eaux usées domestiques, des effluents d'élevage agricole ou du ruissellement urbain [46].

Ces micro-organismes, introduits par un assainissement défaillant (ex. : stations d'épuration surchargées, puits perdus), augmentent les risques sanitaires, rendant l'eau impropre à la consommation sans traitement rigoureux [46]

I.7. Impacts de la pollution

Les maladies à transmission hydrique (MTH), conséquence directe de la pollution biologique, sont causées par la consommation d'eau contaminée par des micro-organismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) d'origine fécale humaine ou animale, un problème majeur dans les pays en développement où l'hygiène et l'assainissement sont insuffisants [48]. Les symptômes incluent diarrhée, crampes abdominales, fièvre, vomissements et parfois constipation, rendant le diagnostic complexe en raison de leur similarité [48]. Parmi les MTH, le choléra (*Vibrio cholerae*) provoque une diarrhée aqueuse entraînant une déshydratation sévère ; la fièvre typhoïde (*Salmonella typhi*) se manifeste par fièvre, maux de tête et troubles digestifs ; l'hépatite A (virus) cause une inflammation du foie et une jaunisse ; et les gastro-entérites à rotavirus, fréquentes chez les enfants, entraînent diarrhée aiguë et vomissements [49]. Ces maladies, liées à la contamination biologique des eaux de surface ou souterraines (ex. : lac Hassi ben Abdellah), soulignent l'importance d'un traitement rigoureux pour garantir la potabilité.

Sur le plan environnemental, la pollution de l'eau engendre des déséquilibres écologiques importants. L'introduction de matières organiques et de micro-organismes pathogènes dans les milieux aquatiques entraîne une réduction de l'oxygène dissous, affectant la survie des espèces sensibles comme les poissons et les invertébrés. Elle favorise également la prolifération excessive d'algues et de bactéries, pouvant générer des toxines dangereuses pour la faune et la flore aquatiques. À long terme, cette dégradation de la qualité des écosystèmes aquatiques compromet leur capacité naturelle d'autoépuration et menace la biodiversité. [50]

Conclusion :

Ce chapitre a mis en lumière les caractéristiques organoleptiques et physico-chimiques essentielles de l'eau potable, indispensables pour garantir sa sécurité sanitaire, ainsi que les menaces posées par la pollution des eaux souterraines. Les pollutions physique (thermique, radioactive), chimique (organique et minérale) et biologique (micro-organismes pathogènes), découlant d'origines domestiques, industrielles, agricoles et urbaines, altèrent la qualité de l'eau, avec un impact particulier des nitrates et nitrites. Ces polluants minéraux, majoritairement issus de l'agriculture, augmentent la salinité, influencent la conductivité électrique et posent des risques sanitaires, notamment via les maladies à transmission hydrique. Dans des contextes comme la nappe de Ain Defla, où les eaux souterraines sont cruciales, la contamination par les nitrates et nitrites constitue un défi majeur. Le chapitre suivant examinera les procédés d'élimination de ces polluants, offrant des solutions techniques pour restaurer la potabilité des eaux souterraines et préserver leur durabilité.

A decorative graphic of a scroll with a black outline and grey shading on the rolled-up ends. The scroll is oriented vertically, with the top edge at the top of the page and the bottom edge at the bottom. The text is centered within the scroll's body.

CHAPITRE II

***METHODES D'ELIMINATION
DES NITRATES/NITRITES DES
EAUX POTABLES***

II.1. INTRODUCTION

La dépollution des eaux potables contaminées par les nitrates/nitrites constitue un enjeu majeur, particulièrement pour les eaux souterraines, où ces polluants, principalement d'origine agricole, menacent la santé humaine et les écosystèmes. Plusieurs méthodes ont été développées pour éliminer les nitrates/nitrites, leur choix dépendant de la concentration des polluants, des contraintes géographiques, des ressources financières et des infrastructures disponibles.

Ces techniques, qui ont considérablement évolué ces dernières années, combinent souvent des approches physiques, biologiques et chimiques pour répondre aux besoins spécifiques de chaque effluent. Les méthodes d'élimination des nitrates/nitrites peuvent être classées en deux grandes catégories : les méthodes physico-chimiques (comme l'électrocoagulation, l'échange d'ions ou l'osmose inverse) et les méthodes biologiques (comme la dénitrification). [51].

Ce chapitre propose une revue des techniques d'élimination des nitrates et nitrites dans les eaux potables, en mettant l'accent sur l'électrocoagulation. Cette technique physico-chimique prometteuse se distingue par son efficacité à réduire ces polluants grâce à la production in situ de coagulants via l'électrolyse.

II.2. Techniques d'élimination des nitrates/nitrites

L'élimination des nitrates et nitrites dans les eaux potables, particulièrement dans les eaux souterraines, repose sur diverses techniques adaptées à la concentration des polluants et aux contraintes locales. Les méthodes physico-chimiques, comme l'électrocoagulation, l'échange d'ions et l'osmose inverse, permettent de séparer efficacement ces ions. Les méthodes biologiques, telles que la dénitrification, utilisent des bactéries pour réduire les nitrates en azote gazeux. Chaque approche nécessite une combinaison optimisée pour garantir la potabilité tout en minimisant les coûts et les impacts environnementaux. [52]

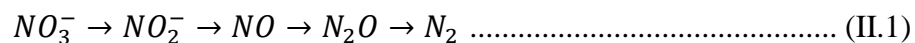
II.2.1. approche biologique de la dénitrification

La dénitrification est le processus biologique par lequel les nitrates (NO_3^-) sont réduits en gaz azotés (N_2O ou N_2) par des micro-organismes, principalement dans des conditions

anaérobies (peu d'oxygène). Elle peut être réalisée par des micro-organismes autotrophes ou hétérotrophes.

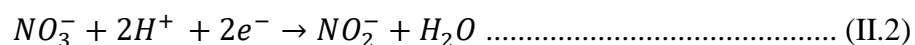
II.2.1.1. Dénitrification hétérotrophe

La dénitrification biologique est un procédé microbien qui permet la réduction des nitrates en azote gazeux (N_2) via l'activité de bactéries spécifiques, principalement du genre *Pseudomonas*. Ces bactéries utilisent les nitrates comme accepteurs d'électrons en milieu anoxique, c'est-à-dire en absence d'oxygène libre, et nécessitent la présence d'une source de carbone organique (comme le méthanol ou l'éthanol) pour assurer leur métabolisme. La réaction chimique se déroule en plusieurs étapes successives : la réduction du nitrate (NO_3^-) en nitrite (NO_2^-), puis en oxyde nitrique (NO), en protoxyde d'azote (N_2O), pour finalement produire de l'azote moléculaire (N_2) qui est libéré dans l'atmosphère. L'efficacité et la sécurité de ce procédé appliqué à l'eau potable exigent un contrôle rigoureux afin d'éliminer totalement les sous-produits toxiques tels que les nitrites, d'éviter la présence de résidus organiques pouvant favoriser la prolifération bactérienne, et de maintenir des conditions physico-chimiques optimales (pH, température, temps de contact). En raison de ces exigences strictes, la dénitrification biologique est souvent moins privilégiée que les procédés physico-chimiques (comme l'échange d'ions ou l'osmose inverse) dans les stations de traitement d'eau potable, bien qu'elle reste une solution intéressante dans certains contextes où les autres méthodes sont moins efficaces. Le développement de la réaction de dénitrification (II.1) est détaillé ci-dessous :



A. Étape 1 : Réduction du nitrate en nitrite

La première étape de la dénitrification consiste à réduire l'ion nitrate (NO_3^-) en ion nitrite (NO_2^-) (II.2), un processus réalisé par des bactéries anaérobies dans des environnements pauvres en oxygène, comme les sols saturés d'eau ou les sédiments selon la réaction chimique suivante :



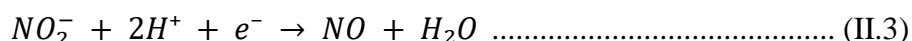
Le nitrate accepte deux électrons, souvent fournis par des composés organiques (comme le glucose) ou inorganiques (comme l'hydrogène), et deux protons, ce qui entraîne la formation d'une molécule d'eau comme sous-produit. Cette transformation est catalysée par l'enzyme nitrate réductase, généralement localisée dans la membrane ou le périplasma de

Chapitre II Méthode d'élimination des nitrates/nitrites des eaux potables

bactéries telles que *Pseudomonas* ou *Paracoccus denitrificans*. Pour que cette réaction ait lieu, des conditions anaérobies sont essentielles, car l'oxygène inhiberait le processus en concurrençant le nitrate comme accepteur d'électrons. Un pH légèrement acide à neutre (6 à 8) et une température modérée (20-35°C) favorisent également cette étape.

B. Étape 2 : Réduction du nitrite en oxyde nitrique

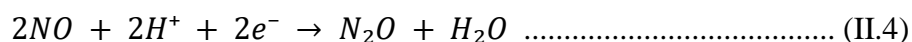
Dans la deuxième étape, le nitrite (NO_2^-) est réduit en oxyde nitrique (NO), un gaz intermédiaire potentiellement toxique pour les cellules. La réaction correspondante est :



Ce processus nécessite un électron et deux protons, libérant à nouveau une molécule d'eau. Cette réduction se produit exclusivement en conditions anaérobies, car la présence d'oxygène inhibe l'activité de la nitrite réductase. La concentration de NO doit rester faible, car ce gaz est toxique et peut endommager les cellules bactériennes s'il s'accumule. Un pH proche de la neutralité et une source de carbone organique comme donneur d'électrons sont cruciaux pour cette étape.

C. Étape 3 : Réduction de l'oxyde nitrique en protoxyde d'azote

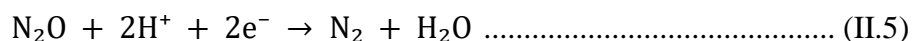
La troisième étape transforme l'oxyde nitrique (NO) en protoxyde d'azote (N_2O), un gaz à effet de serre important. La réaction est la suivante :



Ici, deux molécules d'oxyde nitrique sont combinées, acceptant deux électrons et deux protons pour former une molécule de N_2O et une molécule d'eau. Le processus reste strictement anaérobie, car l'oxygène interfère avec l'activité de l'enzyme. Cette réaction est cruciale, car elle réduit la toxicité de l'oxyde nitrique, mais elle produit aussi le N_2O , un gaz 300 fois plus puissant que le CO_2 en termes d'effet de serre. Les conditions optimales incluent un pH autour de 7 et une source continue d'électrons, souvent dérivée de la dégradation de matière organique.

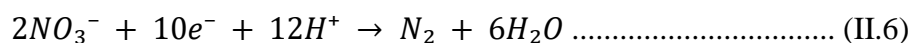
D. Étape 4 : Réduction du protoxyde d'azote en azote gazeux

La dernière étape de la dénitrification convertit le protoxyde d'azote (N_2O) en azote moléculaire (N_2), le produit final stable qui retourne dans l'atmosphère. La réaction chimique est :



Dans cette transformation, le N_2O accepte deux électrons et deux protons, libérant une molécule d'azote gazeux et une molécule d'eau. Si les conditions deviennent trop acides ($\text{pH} < 6$) ou si de l'oxygène est présent, cette étape peut être bloquée, entraînant une accumulation de N_2O , ce qui pose un problème environnemental en raison de son potentiel de réchauffement global. Des bactéries comme *Pseudomonas* dénitrifiant réalisent cette étape dans des conditions anaérobies, avec un pH optimal autour de 7 et une température de 20-35°C. Cette réduction complète le cycle, renvoyant l'azote à l'atmosphère, où il constitue environ 78 % de l'air. [30]

Ces quatre étapes, réalisées par des bactéries anaérobies, forment la dénitrification classique, souvent hétérotrophie, avec l'équation globale (II.6), tandis que la dénitrification autotrophe offre une alternative précieuse en exploitant des substrats inorganiques.



II.2.1.2. Dénitrification autotrophe

La dénitrification autotrophe est un processus biologique réalisé par des micro-organismes comme les bactéries du genre *Thiobacillus* qui peuvent convertir les nitrates (NO_3^-) en azote gazeux (N_2) sans utiliser de matière organique. La dénitrification autotrophe suit les mêmes étapes de réduction que la voie hétérotrophe, mais utilise des donneurs d'électrons inorganiques (soufres, $\text{S}^0 + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+ + 6\text{e}^-$ ou l'hydrogène ($\text{H}_2 \rightarrow 2\text{H}^+ + 2\text{e}^-$) au lieu de composés organiques, et le CO_2 ou HCO_3^- remplace le carbone organique pour la croissance des bactéries comme *Thiobacillus*. Cela la rend idéale pour les eaux pauvres en matière organique, notamment dans le traitement de l'eau potable, où elle élimine les nitrates sans pollution secondaire, contrairement à l'hétérotrophie qui peut générer des résidus organiques. [54].

Dans le domaine du traitement des eaux destinées à la consommation humaine, la dénitrification autotrophe présente plusieurs avantages. Elle permet d'éliminer efficacement les excès de nitrates, nocifs pour la santé (notamment pour les bébés, en raison du risque de méthémoglobinémie ou « syndrome du bébé bleu »). Contrairement à la dénitrification hétérotrophique, elle ne nécessite pas d'ajout de matière organique, ce qui réduit le risque de formation de sous-produits indésirables ou de pollution secondaire dans les effluents. De plus, ce procédé est plus stable à long terme et convient parfaitement aux eaux à faible teneur en

matière organique. Il est donc de plus en plus utilisé dans les unités de traitement biologique des eaux potables, en particulier dans les régions où les nappes phréatiques sont contaminées par les nitrates agricoles [55].

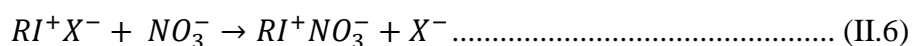
II.2.2. Techniques physico-chimiques

Les techniques physico-chimiques, incluant l'électrocoagulation, l'échange d'ions et l'osmose inverse exploitent des processus physiques et chimiques pour séparer ou neutraliser les contaminants.

II.2.2.1. L'échange d'ions

L'échange d'ions est une méthode physico-chimique qui consiste à remplacer les ions indésirables, tels que les nitrates/nitrites, présents dans l'eau brute par un nombre équivalent d'ions dont la présence n'est pas gênante, à l'aide d'un support insoluble appelé échangeur d'ions. Ce dernier possède une capacité de stockage limitée sur son support (capacité d'échange) et doit être régénéré régulièrement par le moyen d'une solution riche en ions sélectionnés. [56]

Pour l'élimination des nitrates, on se sert de résines anioniques (échangeurs d'anions). Ces résines, sous forme de 0,4 à 0,8 mm de diamètre, sont des polymères dérivés de composés aromatiques portant des groupements ionisés basiques. Si l'on parle de RI^+ , les assemblages structuraux fixes de la résine, on peut résumer la réaction de la manière suivante :[56]



L'ion échangeable X^- peut être Cl^- ou HCO_3^- .

L'échange d'ions ne retient pas exclusivement les anions nitrates, car les résines anioniques présentent une sélectivité variable selon le type d'anions. L'ordre de préférence, du plus retenu au moins retenu, est généralement : $SO_4^{2-} > NO_3^- > Cl^- > HCO_3^- > OH^-$. Ainsi, une eau riche en sulfates peut réduire l'efficacité de l'élimination des nitrates, la résine privilégiant les sulfates. Lorsque la concentration de nitrates dans d'éluât augmente, cela indique que l'échangeur approche de la saturation et nécessite une régénération. Ce processus, réversible, consiste à traiter la résine avec une saumure concentrée en ions chlorures ou bicarbonates, qui remplacent les nitrates adsorbés, libérant ces derniers. Cette méthode purifie efficacement l'eau potable en éliminant les nitrates, notamment dans les eaux souterraines,

mais la gestion des résidus de régénération (saumure chargée en nitrates) doit être étudiée au cas par cas pour minimiser les impacts environnementaux. [56]

II.2.2.2. Méthodes basées sur les membranes

Une membrane est une barrière très fine (de quelques nanomètres à quelques millimètres) qui permet ou exclut le transit de certaines entités chimiques par l'action d'une force de transfert (gradient de pression, gradient de concentration, gradient de température, potentiel électrique...). La perméabilité membranaire existe depuis le XVIII^{ème} siècle. En revanche, l'expansion industrielle des procédés à membrane ne s'est initiée qu'à partir des années 1960 pour la dialyse et des années 1970 pour les techniques de solvo-transferts. L'électrodialyse (ou dialyse) définit le processus consistant à amener un liquide à passer des membranes par la voie de la diffusion pour y séparer ses composants. Le transfert de solvo (osmose inverse, microfiltration/ultrafiltration, nano filtration) est le passage de membranes semi-perméables par un liquide, par convection forcée, pour la purification du solvant. [57]

A. Osmose inverse (OI)

Osmose inverse (OI) est un processus de membrane très efficace pour nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-) évacuation d'eau. Elle se base sur l'utilisation d'une membrane semi-perméable qui permet le passage d'eau pure sans laisser retenir les sels dissous, incluant des ions nitrates et nitrites.". Sous l'effet d'une pression supérieure à la pression osmotique, l'eau contaminée traverse la membrane tandis que les polluants restent piégés et sont rejetés avec le concentra. [58,59]

Ce procédé permet d'obtenir une eau purifiée, avec une efficacité d'élimination pouvant dépasser 90 % pour les nitrates comme pour les nitrites, grâce à leur nature ionique et leur taille moléculaire. L'osmose inverse est très couramment utilisée dans la purification des eaux souterraines contaminées par les engrais agricoles ou par des rejets organiques. Même si elle ne décompose pas les nitrates et nitrites chimiquement, elle les enlève physiquement du courant d'eau et donc en fait une solution efficace et rapide. Mais elle donne un rejet concentré de polluants dont il faut faire bon usage.

En résumé, l'osmose inverse constitue une technique physico-chimique de choix pour produire de l'eau potable faible en nitrates et nitrites, sans recours à des produits chimiques [60, 61].

B. L'électrodialyse (ED)

C'est une méthode de séparation membranaire électrochimique cohérente dans le transfert sélectif des ions à travers des membranes ioniques sous l'effet d'un champ électrique. À cette fin, des membranes cationiques et des membranes anioniques sont alternativement mises en place entre deux électrodes (anode et cathode). Lorsque la tension est appliquée, les ions dissous migrent : les cations vers la cathode et les anions (comme les nitrates NO_3^- et les nitrites NO_2^-) vers l'anode [62].

Ainsi, les ions indésirables sont extraits de l'eau et concentrés dans des compartiments séparés. L'électrodialyse est très efficace pour éliminer les nitrates et les nitrites des eaux légèrement à modérément salées, telles que les eaux souterraines contaminées. Il présente plusieurs avantages : faible consommation d'énergie par rapport à l'osmose inverse, sélectivité ionique et fonctionnement à température ambiante. Elle nécessite cependant un prétraitement de l'eau pour éviter l'encrassement des membranes [62].

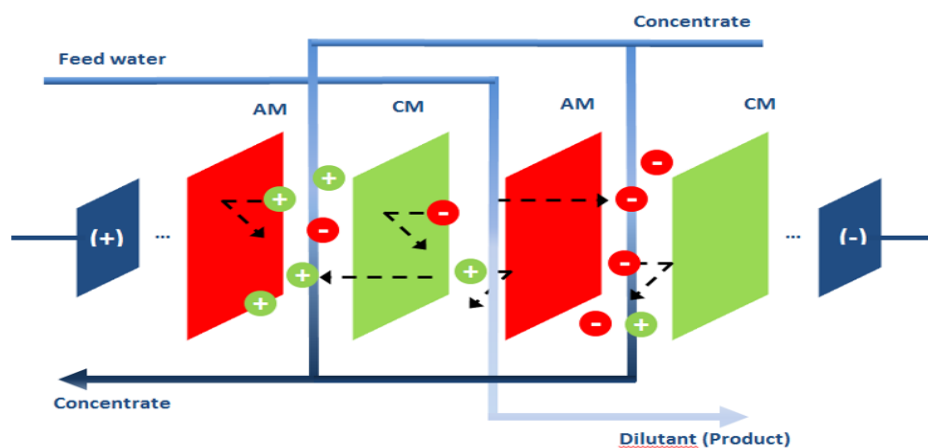


Figure II.1: Schéma du procédé d'électrodialyse [63]

II.2.2.3. Techniques électrochimiques

Les techniques électrochimiques de dénitrification visent à réduire les nitrates (NO_3^-) en diazote (N_2) ou autres composés azotés par des processus électrochimiques, souvent pour traiter les eaux usées ou souterraines contaminées par les nitrates. En plus, de l'électrodialyse qui combine l'électrochimie à la séparation membranaire, on cite :

A. Electro-réduction

La réduction électrochimique des nitrates est une technique qui utilise un courant électrique pour réduire les nitrates (NO_3^-) en diazote (N_2), nitrite (NO_2^-) ou ammoniac (NH_3) à la surface d'une cathode. En appliquant un potentiel électrique, les électrons fournis par la

Chapitre II Méthode d'élimination des nitrates/nitrites des eaux potables

cathode (souvent en cuivre, fer ou alliages comme Cu-Ni) permettent la transformation des nitrates dans des conditions contrôlées, telles que le pH ou le type d'électrode. Les anodes, généralement en titane recouvert d'oxydes métalliques, assurent la stabilité du système.

Cette méthode présente l'avantage de ne pas nécessiter de réactifs chimiques et offre un contrôle précis du processus. Cependant, elle peut générer des sous-produits indésirables comme l'ammoniac ou le nitrite, qui nécessitent un traitement supplémentaire. Elle est particulièrement utilisée pour traiter les eaux usées ou souterraines contaminées par les nitrates.

Les principales réactions impliquées montrent différentes voies de réduction, avec des normes potentielles allant de $-0,165\text{ V}$ à $0,406\text{ V}$, selon le produit final formé. [42]

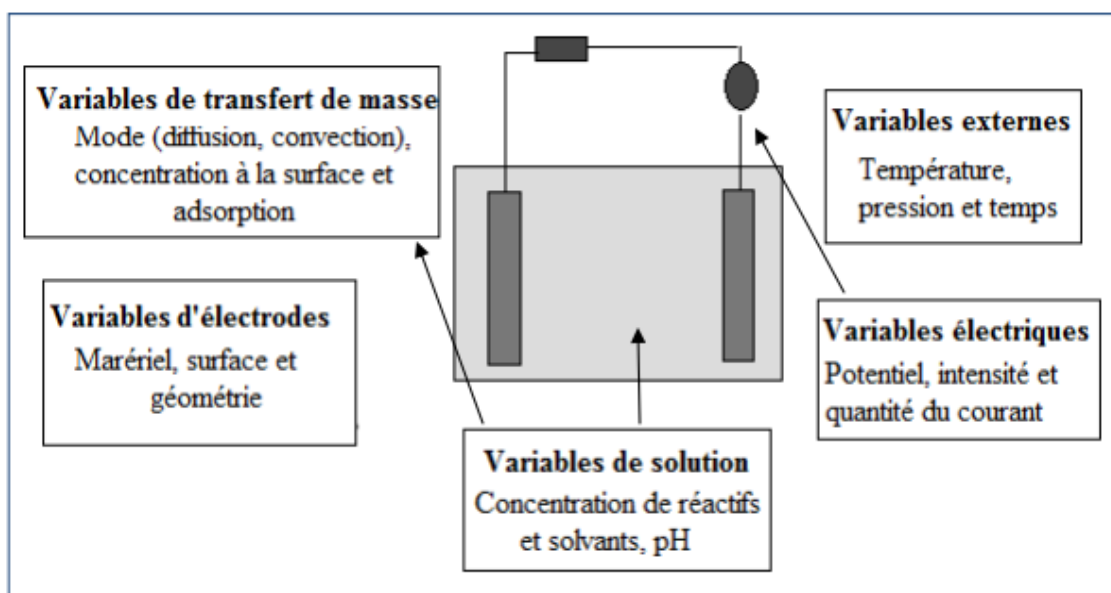
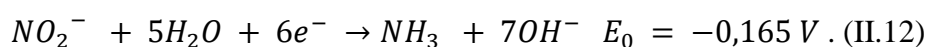
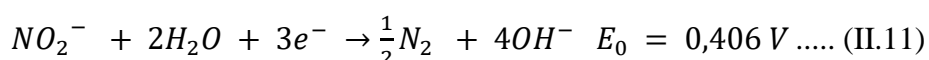
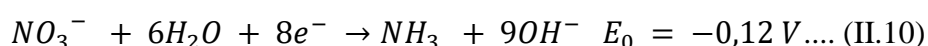
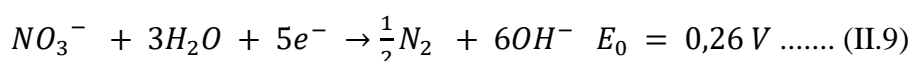
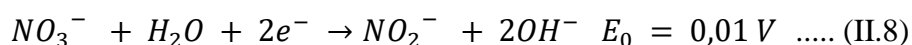


Figure II .2: Facteurs qui influent la réaction électrochimique [43]

B. Bio électrochimie (systèmes bio électrochimiques)

La bio électrochimie, appliquée à la dénitrification, est une technique innovante qui intègre des processus microbiologiques et électrochimiques pour transformer les nitrates (NO_3^-) en gaz azotés, principalement le diazote (N_2), dans le cadre du traitement des eaux usées ou souterraines. Cette méthode repose sur l'utilisation de réacteurs bio électrochimiques (BES), où des bactéries dénitrifiantes, telles que *Paracoccus denitrificans*, *Pseudomonas* ou *Geobacter*, exploitent des électrons ou de l'hydrogène générés électrochimiquement pour réduire les nitrates. Dans un système bio électrochimique, une cathode alimentée par un courant électrique sert de source d'électrons ou produit de l'hydrogène (via l'électrolyse de l'eau) comme donneur d'électrons pour les micro-organismes. L'anode, souvent en carbone ou en matériaux stables comme le titane recouvert d'oxydes, complète le circuit en oxydant un substrat (par exemple, l'eau ou des composés organiques). [66]

Le processus de dénitrification dans ces systèmes suit généralement la voie métabolique classique : $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$. Les électrons fournis par la cathode remplacent ou complètent les donneurs d'électrons organiques (comme le glucose ou l'acétate) nécessaires aux bactéries hétérotrophes, ce qui est particulièrement avantageux dans les eaux pauvres en carbone organique, comme les eaux souterraines ou certaines eaux usées industrielles. Pour les bactéries autotrophes, l'hydrogène généré à la cathode peut servir de donneur d'électrons, tandis que le CO_2 est utilisé comme source de carbone, réduisant ainsi la dépendance à la matière organique. [66]

Les systèmes bio électrochimiques offrent plusieurs avantages. Ils sont écologiques, car ils minimisent l'ajout de réactifs chimiques et réduisent les émissions de gaz à effet de serre comme l'oxyde nitreux (N_2O), un sous-produit fréquent de la dénitrification microbienne classique. De plus, ils permettent un contrôle précis des conditions (potentiel électrique, pH) pour optimiser la réduction des nitrates en N_2 , limitant la formation de sous-produits indésirables comme l'ammoniac (NH_3) ou le nitrite (NO_2^-). Ces systèmes sont également modulables et peuvent être adaptés à différentes échelles, des installations industrielles aux traitements localisés. [66]

Cependant, la bio électrochimie présente des défis. La conception des réacteurs est complexe, nécessitant des électrodes spécifiques (souvent en graphite, acier inoxydable ou matériaux carbonés poreux) et des membranes (parfois des membranes échangeuses d'ions) pour séparer les compartiments anodique et cathodique, ce qui augmente les coûts

d'installation et de maintenance. La performance dépend aussi de la viabilité des communautés microbiennes, qui peuvent être affectées par des variations de pH, de température ou de salinité. Enfin, l'efficacité énergétique reste une préoccupation, bien que des avancées récentes dans les matériaux d'électrodes et les configurations de réacteurs (comme les systèmes à biofilm cathodique) améliorent le rendement.

Les applications pratiques incluent le traitement des eaux usées agricoles, industrielles ou potables, particulièrement dans les zones où les nitrates posent un risque pour la santé humaine (ex. dépassement des normes de 50 mg/L dans l'eau potable) ou contribuent à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. Les recherches récentes, comme celles publiées dans des revues scientifiques, mettent en évidence le potentiel des BES pour une dénitrification durable, notamment en combinant cette technologie avec d'autres procédés, comme l'électrocoagulation pour le prétraitement ou l'électrodialyse pour la séparation des ions. En résumé, la bio électrochimie est une solution prometteuse pour une dénitrification efficace et respectueuse de l'environnement, mais son adoption à grande échelle nécessite encore des optimisations technologiques et économiques. [66]

C. Électro chimiluminescence (ECL) appliquée

L'électro chimiluminescence (ECL) est une technique qui combine électrochimie et chimiluminescence pour générer de la lumière à partir de réactions électrochimiques, principalement utilisée pour l'analyse et la détection de composés spécifiques, comme les nitrates, dans divers procédés, y compris la dénitrification. Son principe repose sur l'application d'un potentiel électrique à une électrode, provoquant une réaction redox qui excite des molécules luminescentes (comme le ruthénium ou la luminol). Ces molécules émettent de la lumière lorsqu'elles reviennent à leur état fondamental, l'intensité lumineuse étant proportionnelle à la concentration de l'analyte ciblé, ici les nitrates (NO_3^-) ou leurs dérivés (ex. NO_2^-). Dans le contexte de la dénitrification, l'ECL est adaptée pour détecter et quantifier les nitrates en temps réel, permettant un suivi précis des performances des réacteurs électrochimiques ou bioélectrochimiques. Cette méthode repose sur des électrodes spécifiques (souvent en carbone, platine ou or) et des luminophores stables, optimisés pour des environnements aqueux. [67]

Le rôle principal de l'ECL dans la dénitrification est le suivi en temps réel des concentrations de nitrates, ce qui permet d'ajuster les paramètres des réacteurs, comme le potentiel électrique, le pH ou le débit, pour optimiser la réduction des nitrates en diazote (N_2)

tout en minimisant les sous-produits indésirables (NH_3 , NO_2^-). Par exemple, l'ECL peut détecter des variations infimes de concentration de nitrates, offrant une sensibilité bien supérieure à certaines méthodes traditionnelles comme la spectroscopie UV. Elle peut également être intégrée à des systèmes automatisés pour un contrôle continu, améliorant l'efficacité des procédés de traitement. En outre, l'ECL permet de surveiller d'autres espèces chimiques impliquées dans la dénitrification, comme le nitrite, ce qui aide à évaluer l'état d'avancement du processus. [67]

Les applications de l'ECL appliquée à la dénitrification se concentrent principalement dans le traitement des eaux usées agricoles, industrielles ou potables, où la pollution par les nitrates est un enjeu majeur en raison de ses impacts sur la santé humaine (ex. syndrome du bébé bleu à des concentrations supérieures à 50 mg/L) et sur l'environnement (eutrophisation des écosystèmes aquatiques). Par exemple, dans les installations de traitement des eaux, l'ECL peut être utilisée pour surveiller les performances des systèmes bioélectrochimiques ou de réduction électrochimique, garantissant une élimination efficace des nitrates. Elle est particulièrement utile dans les contextes nécessitant une haute précision, comme la gestion des eaux souterraines contaminées par les engrais agricoles ou les rejets industriels. [67]

Cependant, l'ECL appliquée à la dénitrification présente certaines limites. Bien qu'elle soit extrêmement sensible pour la détection, elle ne contribue pas directement à la réduction des nitrates, mais sert uniquement d'outil analytique. Son implémentation nécessite des équipements coûteux (électrodes spécialisées, luminophores) et une expertise technique pour interpréter les signaux lumineux. De plus, les interférences chimiques dans les eaux complexes (présence de métaux ou composés organiques) peuvent affecter la précision des mesures, nécessitant un prétraitement ou une calibration rigoureuse. Les recherches récentes explorent des systèmes ECL portables et miniaturisés pour faciliter leur intégration dans les installations de traitement, ainsi que des luminophores plus robustes pour des applications en conditions réelles. [67]

D. L'électrocoagulation

L'électrocoagulation est une technique électrochimique utilisée pour le traitement des eaux, qui repose sur l'application d'un courant électrique à des électrodes sacrificielles, généralement en fer ou en aluminium, pour produire des ions métalliques (Fe^{2+} , Fe^{3+} ou Al^{3+}) qui agissent comme coagulants. Ces ions se combinent avec les polluants présents dans l'eau, tels que les matières organiques, les métaux lourds ou les particules en suspension, pour

former des agrégats qui précipitent ou sont éliminés par flottation, grâce à la production d'hydrogène gazeux à la cathode. [68]

Dans le contexte de la dénitrification, l'électrocoagulation n'est pas une méthode directe de réduction des nitrates (NO_3^-) en gaz azotés (N_2), mais elle joue un rôle de prétraitement en éliminant les contaminants qui pourraient interférer avec les procédés spécifiques de dénitrification, comme la réduction électrochimique ou la bioélectrochimie. Dans certaines conditions spécifiques (électrodes adaptées, pH contrôlé, potentiel électrique), une réduction partielle des nitrates peut être observée, bien que cela ne soit pas son objectif principal. [69]

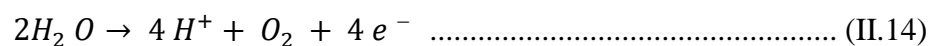
Le mécanisme de l'électrocoagulation commence par la dissolution de l'anode sacrificielle, qui libère des ions métalliques dans la solution. Ces ions forment des hydroxydes métalliques (ex. $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$) qui piègent les polluants par coagulation ou adsorption. À la cathode, l'électrolyse de l'eau génère des bulles d'hydrogène qui facilitent la flottation des agrégats, tandis que l'oxygène ou d'autres gaz peuvent être produits à l'anode. Pour la dénitrification, l'électrocoagulation est particulièrement utile pour réduire la charge organique ou les particules en suspension dans les eaux usées, créant ainsi des conditions plus favorables pour les étapes ultérieures de réduction des nitrates. Par exemple, en éliminant les composés organiques, elle peut améliorer l'efficacité des bactéries dénitrifiantes dans un système bioélectrochimique ou éviter l'encrassement des électrodes dans une réduction électrochimique. Les principales réactions qui se déroulent avec les électrodes sont :[70]

❖ A l'anode

✓ L'oxydation du métal :

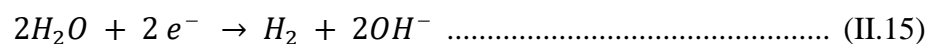


✓ L'oxydation de l'eau :



❖ A la cathode

✓ La réduction de l'eau :



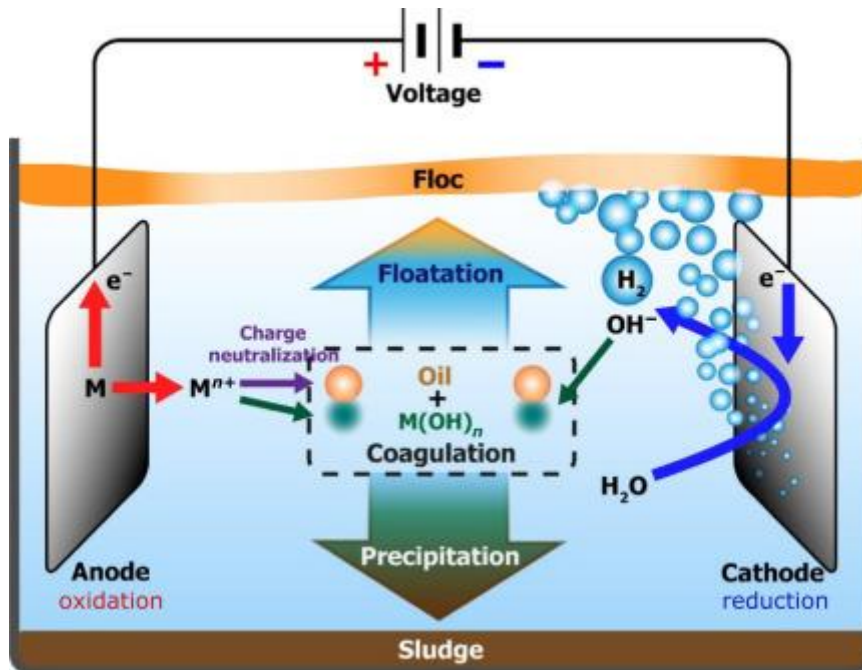


Figure II .3 : Schéma du principe d'électrocoagulation [72]

Les applications de l'électrocoagulation incluent le traitement des eaux usées agricoles, industrielles ou municipales, où les nitrates, souvent issus des engrais ou des rejets industriels, posent des problèmes environnementaux (eutrophisation) et sanitaires (risques pour la santé à des concentrations supérieures à 50 mg/L dans l'eau potable). En tant que prétraitement, elle est utilisée pour clarifier l'eau avant des procédés de dénitrification plus ciblés, comme dans les stations d'épuration ou les systèmes de traitement des eaux souterraines contaminées. Ses avantages incluent l'absence de réactifs chimiques, une mise en œuvre relativement simple et une efficacité pour une large gamme de polluants. De plus, elle peut être adaptée à différentes échelles, des petites installations aux systèmes industriels. [73]

II.3. PARAMETRES INFLUENÇANT L'ELECTROCOAGULATION

Les performances de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux, y compris dans un contexte de la dénitrification, dépendent de plusieurs paramètres clés qui influencent l'efficacité de la coagulation, la formation des agrégats, la consommation énergétique et la durabilité du système. Les principaux paramètres influençant l'électrocoagulation sont résumés ci-dessous.

II.3.1. CONCENTRATION INITIALE DES POLLUANTS ET COMPOSITION DE L'EAU

La concentration initiale des polluants (matières organiques, nitrates, métaux, etc.) et la composition chimique de l'eau influencent fortement l'efficacité de l'électrocoagulation. Dans le contexte de la dénitrification, une charge organique élevée (ex. DCO > 500 mg/L) nécessite une intensité de courant ou un temps de rétention plus importants, tandis que des concentrations élevées de nitrates seuls (> 100 mg/L) sont peu affectées par l'électrocoagulation, car les nitrates ne coagulent pas directement. La présence d'autres ions (ex. phosphates, sulfates) peut interférer en formant des complexes avec les coagulants ou en modifiant le pH. Une analyse préalable de l'eau est donc essentielle pour ajuster les paramètres et maximiser l'efficacité du prétraitement. [74]

II.3.2. POTENTIEL D'HYDROGENE (PH) DE LA SOLUTION

Le pH de l'eau traitée joue un rôle crucial dans l'électrocoagulation, car il influence la spéciation des ions métalliques, la formation des hydroxydes coagulants et la stabilité des polluants. Par exemple, pour les électrodes en fer, un pH légèrement acide à neutre (5–7) favorise la formation de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, un coagulant efficace, tandis qu'un pH trop bas (< 4) peut maintenir les ions ferreux en solution, réduisant la coagulation.

Pour l'aluminium, un pH neutre à légèrement alcalin (6 – 8) optimise la formation d' $\text{Al}(\text{OH})_3$. Dans le cadre de la dénitrification, le pH est particulièrement important, car les nitrates sont des ions solubles peu réactifs aux coagulants, mais un pH ajusté peut améliorer l'élimination des matières organiques ou des particules interférant avec les procédés de dénitrification ultérieurs. [74]

De plus, un pH trop alcalin peut favoriser la formation d'ammoniac (NH_3) si une réduction partielle des nitrates se déroule, ce qui est indésirable. Le pH peut évoluer pendant l'électrocoagulation (augmentation due à la production d' OH^- à la cathode), nécessitant un suivi ou un ajustement initial pour optimiser le processus. [74]

II.3.3. MATERIAU ET TYPE DES ELECTRODES

Le choix du matériau des électrodes est un paramètre critique dans l'électrocoagulation, car il détermine la nature des ions coagulants libérés et la stabilité du système. Les électrodes sacrificielles en aluminium (Al) ou en fer (Fe) sont les plus couramment utilisées, car elles produisent respectivement des ions Al^{3+} et $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, qui forment des hydroxydes efficaces pour piéger les polluants.

Dans le cadre de la dénitrification, les électrodes en fer sont souvent préférées, car elles peuvent, sous certaines conditions, contribuer à une réduction partielle des nitrates (NO_3^-) en nitrite (NO_2^-) ou ammoniac (NH_3) grâce à la réactivité des ions ferreux. Cependant, cette réduction reste limitée et non spécifique. Les électrodes en aluminium sont plus efficaces pour coaguler les matières organiques, ce qui facilite les étapes ultérieures de dénitrification. La configuration des électrodes (monopolaire ou bipolaire) influence également la distribution du courant et la production d'ions, tandis que la corrosion des électrodes sacrificielles nécessite un remplacement périodique, impactant les coûts opérationnels. Des recherches récentes explorent des électrodes composites ou en alliages (ex. Fe - Al, acier inoxydable) pour améliorer la durabilité et l'efficacité. [75]

II.3.4. INTENSITE DU COURANT ET DENSITE DE COURANT

L'intensité du courant électrique (ou la densité de courant, exprimée en A/m^2) est un paramètre fondamental qui contrôle la vitesse de dissolution des électrodes sacrificielles et la production d'ions coagulants. Selon la loi de Faraday, une intensité plus élevée augmente la libération d'ions métalliques (Al^{3+} ou $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$) et la formation d'hydroxydes, améliorant la coagulation des polluants. [76]

Dans le contexte de la dénitrification, une densité de courant élevée peut également favoriser la production d'hydrogène gazeux à la cathode, ce qui aide à la flottation des agrégats et, dans certains cas, à une réduction électrochimique partielle des nitrates. Cependant, une densité de courant excessive entraîne une surconsommation énergétique, une surproduction de boues et une passivation des électrodes, réduisant l'efficacité. Une densité de courant optimale (généralement entre 10 et 100 A/m^2) dépend du type de polluant, de la conductivité de l'eau et des objectifs de traitement (ex. élimination des matières organiques avant dénitrification). Un contrôle précis du courant, souvent via des systèmes à courant constant, est essentiel pour équilibrer efficacité et coût. [76]

II.3.5. CONDUCTIVITE DE L'ELECTROLYTE

La conductivité électrique de l'eau traitée affecte directement la performance de l'électrocoagulation, car elle détermine la facilité avec laquelle le courant circule entre les électrodes. Une conductivité élevée réduit la résistance électrique, diminuant la consommation d'énergie et la tension nécessaire. Dans les eaux à faible conductivité (ex. eaux souterraines), l'ajout d'électrolytes comme le chlorure de sodium (Na Cl) est souvent requis

pour améliorer la conductivité, mais cela peut entraîner la formation de sous-produits chlorés indésirables. [77]

Dans le contexte de la dénitrification, une conductivité modérée (500–2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est généralement suffisante pour assurer une dissolution efficace des électrodes et la production de coagulants. Une conductivité trop élevée peut cependant provoquer une surchauffe ou une corrosion accélérée des électrodes. La composition ionique de l'eau (présence de sulfates, carbonates, etc.) peut également influencer la coagulation et interférer avec la réduction des nitrates, nécessitant une analyse préalable de l'eau. [77]

II.3.6. TEMPS DE RETENTION ET AGITATION

Le temps de rétention (ou durée du traitement) détermine la quantité d'ions coagulants produits et le temps disponible pour la formation et la séparation des agrégats. Un temps de rétention trop court peut entraîner une coagulation incomplète, tandis qu'un temps excessif augmente la consommation énergétique et la production de boues sans amélioration significative. [78]

Dans le cadre de la dénitrification, un temps de rétention optimisé (généralement de 10 à 60 minutes) permet d'éliminer efficacement les matières organiques ou les particules en suspension, facilitant les étapes ultérieures de réduction des nitrates. L'agitation de la solution, par mélange mécanique ou par les bulles de gaz générées (H_2 à la cathode), joue également un rôle en assurant un contact homogène entre les coagulants et les polluants. Une agitation modérée améliore la formation des floes, tandis qu'une agitation excessive peut fragmenter les agrégats, réduisant l'efficacité de la séparation. [78]

II.3.7. TEMPERATURE DE L'EAU

La température influence la cinétique des réactions électrochimiques, la solubilité des gaz (H_2 , O_2) et la formation des coagulants. Une température modérée (20–30 °C) est généralement optimale, car elle accélère la dissolution des électrodes et la formation des hydroxydes sans augmenter excessivement la consommation énergétique. À des températures élevées (> 40 °C), la solubilité de l'hydrogène diminue, réduisant l'efficacité de la flottation, tandis que des températures basses (< 10 °C) ralentissent les réactions chimiques.

Dans le cadre de la dénitrification, la température est moins critique pour l'électrocoagulation elle-même, mais elle peut affecter les procédés microbiologiques

ultérieurs (ex. bio électrochimie), où les bactéries dénitrifiantes sont sensibles aux variations thermiques. Une température contrôlée est donc recommandée pour une intégration efficace dans un système combiné. [79]

II.4. Optimisation du procédé de l'électrocoagulation

Dans une étude sur l'électrocoagulation pour la dénitrification, la loi de Faraday, le rendement anodique et le calcul de l'énergie consommée forment une base théorique et pratique pour optimiser le procédé.

II.4.1. La loi de Faraday

La loi de Faraday est un outil fondamental pour comprendre et optimiser le processus d'électrocoagulation, car elle permet de calculer la masse de métal dissous à l'anode (ex. Fe^{2+} ou Al^{3+}) et d'hydrogène formé à la cathode, qui sont essentiels pour la formation des coagulants et la flottation des polluants.

Dans une étude sur la dénitrification, où l'électrocoagulation est utilisée pour éliminer les matières organiques ou les particules interférant avec la réduction des nitrates, la loi de Faraday, exprimée par la formule (II.16) permet de prédire la quantité d'ions coagulants produits pour une intensité de courant (I) et une durée d'électrolyse (t) données. [80]

$$m_{thé} = \frac{I.t.M}{n.f} \dots\dots\dots (II.16)$$

Où :

- $m_{thé}$ est la masse du métal dissous ou du gaz formé (g).
- I est l'intensité du courant imposé (A).
- t est la durée d'électrolyse (s).
- M est le poids moléculaire de l'élément considéré (g.mol^{-1})
- f est la constante de Faraday (96500 C.mol^{-1}).
- n est le nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction [81].

II.4.2. Rendement Anodique

Le rendement anodique (R_{anode}) est un indicateur clé de l'efficacité de la dissolution de l'anode dans l'électrocoagulation, et son analyse est essentielle dans une étude visant à optimiser ce procédé pour la dénitrification. Il est calculé comme le rapport entre la masse de métal effectivement consommée (expérimentale) et la masse théoriquement dissoute, exprimé en pourcentage :

$$R_{anode}(\%) = \frac{m_{thé}}{m_{exp}} \cdot 100 \dots\dots\dots (II.17)$$

Où :

- R_{anode} : est le rendement anodique (en %).
- m_{exp} : est la masse de métal consommée expérimentalement (g). Elle est déterminée par pesée de l'anode avant (m_1) et après l'essai d'électrocoagulation (m_2).
- m_{the} : est la masse de métal théoriquement dissoute (g), calculée en utilisant la loi de Faraday.

Un rendement anodique proche de 100% indique que la dissolution de l'anode est très efficace et correspond bien aux prévisions théoriques. Un rendement inférieur pourrait suggérer des réactions parasites ou une passivation de l'électrode. [82]

II.4.3. Calcul de l'Énergie Consommée

Le calcul de l'énergie consommée, donné par la formule (II.18) est crucial pour évaluer la viabilité économique et environnementale de l'électrocoagulation dans une étude sur la dénitrification.

$$E = \frac{U \cdot I \cdot t}{V} \dots\dots\dots (II.18)$$

Où :

- E représente l'énergie consommée (KW.h/m³)
- U est la tension d'électrolyse (V).
- I est l'intensité du courant (A).
- t est le temps d'électrolyse (h).
- V est le volume de l'eau traitée (m³)

Chapitre II Méthode d'élimination des nitrates/nitrites des eaux potables

Cette équation permet de quantifier l'énergie électrique (en kWh/m³) nécessaire pour traiter un volume donné d'eau, en fonction de la tension (U), de l'intensité du courant (I), du temps d'électrolyse (t) et du volume traité (V).

II.5. CONCLUSION

La dénitrification de l'eau potable est un processus essentiel pour garantir la sécurité sanitaire, en particulier dans les régions où la contamination par les nitrates, souvent issue des activités agricoles ou industrielles, est fréquente. Plusieurs méthodes ont été développées, allant des procédés biologiques, appréciés pour leur durabilité et leur efficacité, aux techniques physico-chimiques comme l'échange d'ions et l'osmose inverse. Parmi les approches électrochimiques, qui suscitent un intérêt croissant, l'électrocoagulation se distingue comme une technique prometteuse de traitement pour faciliter la dénitrification. Dans les chapitres expérimentaux de cette étude, l'électrocoagulation a été explorée pour éliminer les nitrites et nitrates. Les paramètres clés, tels que la densité de courant, le pH, la conductivité et le temps de rétention, ont été optimisés afin d'améliorer l'efficacité de la coagulation tout en minimisant la consommation énergétique.



CHAPITRE III

TECHNIQUES

EXPERIMENTALES

III.1. INTRODUCTION

Dans le présent travail, nous avons effectué le procédé d'électrocoagulation (EC) "plan D'expérience" en discontinu avec un générateur de courant continu. Nous allons présenter dans ce chapitre le matériel et les méthodes utilisées pour la réalisation de notre étude. L'objectif est d'optimiser les paramètres opérationnels tels que le pH, le rapport du nitrite et du nitrate, le temps et l'intensité. La concentration de Na_2SO_4 . Les paramètres optimisés seront appliqués au traitement des eaux potables contaminées avec un pourcentage élevé de nitrites et de nitrates.

III.2. Le plans d'expériences :

Les plans d'expérience sont un vaste champ de statistique appliquée. Ils constituent une méthodologie solide, basée sur le paradigme de la science, pour planifier, conduire, analyser et interpréter les données des essais contrôlés. En pratique, cette approche mathématique permet de simplifier l'établissement de travaux scientifiques où on varie à la fois plusieurs entrées (dénommées Facteurs, usuels notations X) pour mettre en lumière et comprendre leurs actions sur la ou les sorties d'intérêt (dénommées Réponse(s), usuels notations Y). (**Figure III.1**)

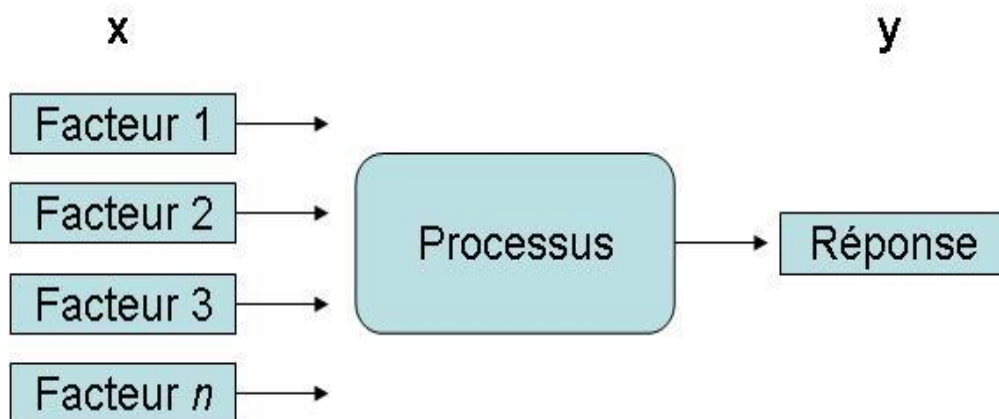


Figure III .1 : Entrées et sorties d'une expérience.

L'optimisation par plan d'expérience est un processus systématique tenu pour produire des résultats optimaux avec un minimum de nombre d'expériences et à un coût le moins élevé. Elle repose sur le concept de développement d'expériences pour analyser de manière efficace l'influence des variables sur une réaction spécifique.

III.2.1 Méthodologie de surface de réponse

La grande valeur de méthodologie de surface de réponse (MSR) est que le volume des données pour l'évaluation, pour l'analyse et pour l'optimisation réduit à un niveau considérable le nombre d'expériences nécessaires. La MSR est une solution plus rapide et moins coûteuse à utiliser pour la récolte de résultats de recherche qu'une expérience traditionnelle par variable à la fois. La méthode de surface de réponse consiste en trois étapes :

1. L'élaboration du plan expérimental.
2. La modélisation de la réponse.
3. Les représentations graphiques

Développée par Box et Wilson, la MSR utilise des plans d'expériences avec au moins trois niveaux par facteur. Les conceptions expérimentales courantes incluent les plans centraux composites, les plans de Box-Behnken et les plans de Doehlert. [83]

A. Plans composites centraux

Les Plans Composites Centraux (PCC) comptent parmi les designs les plus populaires en méthodologie des surfaces de réponse pour l'ajustement de modèles quadratiques, bien adaptés aux phénomènes non linéaires. Leur structure distincte en trois parties permet d'évaluer chaque facteur à cinq niveaux $(-\alpha, -1, 0, +1, +\alpha)$. En combinant ces composantes, les PCC fournissent une méthode robuste pour modéliser des systèmes complexes avec des effets non linéaires, tout en minimisant le nombre d'expériences nécessaires.

- **Plan factoriel**

Cette composante est un plan factoriel complet 2^k , où chaque facteur est étudié à ses niveaux extrêmes $(-1$ et $+1)$. Les points de ce plan, situés aux coins de l'espace expérimental, sont essentiels pour l'estimation des effets principaux des facteurs et de leurs interactions.

- **Plan en étoile**

Le plan en étoile enrichit le design avec des points axiaux placés à une distance α du centre. Pour deux facteurs, leurs coordonnées typiques sont $((+\alpha, 0), (0, +\alpha), (-\alpha, 0), (0, -\alpha))$. Ces points sont cruciaux pour capturer la courbure de la réponse et estimer les termes quadratiques du modèle.

• **Le centre du domaine (0, 0)**

Des répétitions (n_0 fois) sont réalisées au centre (0, 0) du domaine expérimental. Ces essais répétés au point central permettent d'obtenir une estimation de la variabilité expérimentale (erreur).

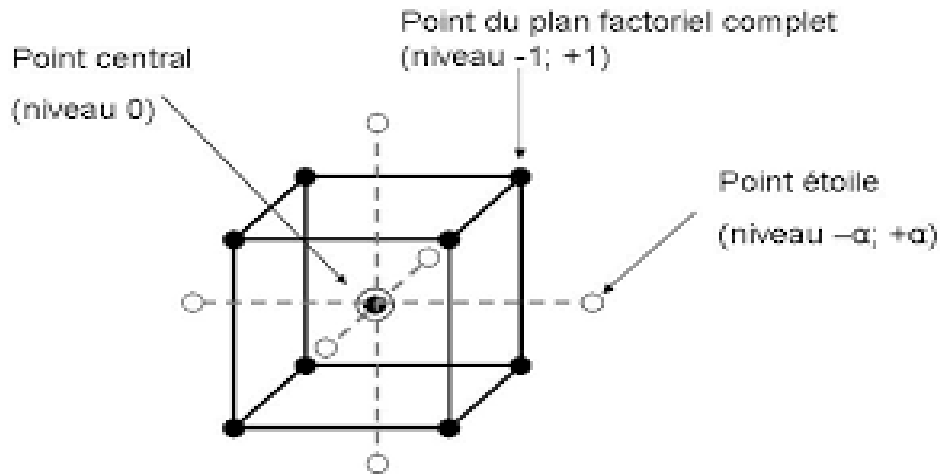


Figure III. 2: Construction d'un plan composite centré

Le nombre total d'essais à effectuer pour K facteur est égal à la somme de (III.1) :

$$N = 2^K + 2K + n_0 \dots\dots\dots (III.1)$$

Où :

- **K** : est le nombre de variables (facteur) indépendantes
- 2^K : essais d'un plan factoriel
- n_0 : essais au centre du domaine

Tableau III.2 : Valeurs du α pour plan composite central [84]

K ou (K-p)	2^K	2K	N	A
2	4	4	$8+n_0$	1,414
3	8	6	$14+n_0$	1,682
4	16	8	$24+n_0$	2,000
5	32	10	$42+n_0$	2,378
5⁽⁵⁻¹⁾	16	10	$26+n_0$	2,000
6	64	12	$72+n_0$	2,828
6⁽⁶⁻¹⁾	32	12	$44+n_0$	2,378

Les plans composites sont classés en différentes types :

- **Plan composite centré intérieur (CCI)**

Dans ce type de plan composite, les points en étoile sont positionnés à l'intérieur de l'espace défini par le plan cubique, caractérisé par une valeur $\alpha < 1$.

- **Plan composite à faces centrées (CFC)**

Le CFC est un cas particulier où les points en étoile coïncident avec le centre des faces du cube ($\alpha = \pm 1$). Pour réaliser ce plan, chaque facteur n'utilise que trois niveaux distincts : -1, 0 et +1.

- **Plan composite centré extérieur (CCE)**

Pour le CCE, les points en étoile sont situés au-delà du domaine cubique, ce qui correspond à une valeur de $\alpha > 1$. Conséquemment, chaque facteur est étudié sur cinq niveaux différents : $-\alpha$, -1, 0, +1, et $+\alpha$. [57,58]

B. Réponse expérimentale et facteurs choisis

Pour optimiser notre procédé d'électrocoagulation, en particulier en termes d'efficacité énergétique, il était crucial de bien définir les paramètres influençant le processus et d'identifier les variables clés à étudier. Notre recherche s'est donc concentrée sur cinq variables continues jugées essentielles : le pH, la durée du traitement, l'intensité du courant, la concentration de l'électrolyte et le rapport de concentration entre les nitrites et les nitrates ($\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$).

Afin d'évaluer précisément les performances de l'électrocoagulation (EC) dans l'élimination de ces polluants, un plan d'expériences de type « composite centré » a été conçu. Ce plan, comprenant un total de 50 essais, incluait 32 essais correspondant à la partie factorielle classique, 10 essais dits « stellaires » ou axiaux pour explorer les extrêmes des variables, et 8 répétitions au centre de la zone expérimentale pour assurer la robustesse des résultats.

Tableau III.3: Facteurs étudiés et niveaux des variables indépendantes pour le traitement par EC

Variables Continues	Domaine de variation		
	Bas niveau (-1)	Center (0)	Haut niveau (1)
A : intensité de courant (A)	1	1,25	1,5
B :le temps(min)	25	45	65
C :PH	6	9	12
D :[Na₂SO₄]	0,01	0,025	0,04
E :[NO₂⁻]/[NO₃⁻]	0,06	0,08	0,1

C. Matrice d'expérience

Pour optimiser l'électrocoagulation dans le cadre de la dénitrification, un plan d'expériences de type composite centré a été conçu, comprenant 50 essais. Ce plan inclut 32 essais factoriels pour évaluer les effets principaux et les interactions de cinq variables continues : le pH, la durée du traitement, l'intensité du courant, la concentration de l'électrolyte et le rapport NO₂⁻/NO₃⁻. Dix essais axiaux (ou stellaires) explorent les extrêmes de ces variables, tandis que huit répétitions au centre assurent la robustesse statistique.

Cette matrice expérimentale permet d'analyser l'efficacité de l'électrocoagulation pour éliminer les matières organiques, en optimisant les paramètres pour minimiser l'énergie consommée (via la loi de Faraday et le calcul de l'énergie) et maximiser le rendement anodique, facilitant ainsi les procédés de dénitrification ultérieurs.

La matrice d'expérimentation a été obtenue en convertissant les niveaux codés des paramètres (ex. -1, 0, +1 pour les niveaux bas, moyen et haut) en valeurs réelles adaptées aux conditions expérimentales (ex. pH de 5 à 9, intensité de 10 à 50 A/m²).

Tableau III.4 : Matrice expérimentale du Plan Composite Centré

Plan CCF	N°essais	Facteurs				
		A	B	C	D	E
Plan Factoriel Complet	1	-1	-1	-1	-1	-1
	2	1	-1	-1	-1	-1
	3	-1	1	-1	-1	-1
	4	1	1	-1	-1	-1
	5	-1	-1	1	-1	-1
	6	1	-1	1	-1	-1
	7	-1	1	1	-1	-1
	8	1	1	1	-1	-1
	9	-1	-1	-1	1	-1
	10	1	-1	-1	1	-1
	11	-1	1	-1	1	-1
	12	1	1	-1	1	-1
	13	-1	-1	1	1	-1
	14	1	-1	1	1	-1
	15	-1	1	1	1	-1
	16	1	1	1	1	-1
	17	-1	-1	-1	-1	1
	18	1	-1	-1	-1	1
	19	-1	1	-1	-1	1
	20	1	1	-1	-1	1
	21	-1	-1	1	-1	1
	22	1	-1	1	-1	1
	23	-1	1	1	-1	1
	24	1	1	1	-1	1
	25	-1	-1	-1	1	1
	26	1	-1	-1	1	1
	27	-1	1	-1	1	1
	28	1	1	-1	1	1
	29	-1	-1	1	1	1
	30	1	-1	1	1	1
	31	-1	1	1	1	1
	32	1	1	1	1	1
Les points Etoiles	33	-Alpha	0	0	0	0
	34	Alpha	0	0	0	0
	35	0	-Alpha	0	0	0
	36	0	Alpha	0	0	0
	37	0	0	-Alpha	0	0
	38	0	0	Alpha	0	0
	39	0	0	0	-Alpha	0
	40	0	0	0	Alpha	0
Les points Centrées	41	0	0	0	0	-Alpha
	42	0	0	0	0	Alpha
	43	0	0	0	0	0
	44	0	0	0	0	0
	45	0	0	0	0	0
	46	0	0	0	0	0
	47	0	0	0	0	0
	48	0	0	0	0	0
	49	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0	0

L'équation générale du modèle que vous avez fournie est la suivante :

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i=1}^{k-1} \sum_{j=i+1}^k \beta_{ij} X_i X_j + \varepsilon \dots\dots\dots (III.2)$$

Où :

- Y : Représentes la réponse à modéliser ou à prédire (le résultat que vous êtes en train d'étudier).
- β_0 : La constante polynomiale du modèle (quelquefois appelée l'ordonnée à l'origine ou l'effet moyen général). Elle est la valeur estimée de la réponse Y lorsqu'on met aux valeurs fixe les valeurs de tous les facteurs (X_i) au centre du domaine expérimental (niveau 0).
- $\beta_i, \beta_{ii}, \beta_{ij}$: Ce sont les coefficients de régression. Ils sont obtenus à partir des valeurs de Y que vous avez mesurées dans vos expériences :
- β_i : Il s'agit de l'effet linéaire du facteur i. Il exprime selon quoi la réponse varie pour une unité de variation de X_i , étant supposé que les autres facteurs restent le même.
- β_{ii} : Describes the quadratic effect of factor i. This term accommodates any curvature in the relationship between X_i and Y, reflecting a non-linear effect (e.g., if the effect of a factor increases then decreases).
- β_{ij} : Describes the interaction effect of factors i and j. This is a critical term because it indicates whether the effect of a factor on the response changes with the level of another factor.
- X_i et X_j : These are coded independent variables (or factors). "Coded" means their values have been changed (typically standardized to -1 to 1) to make statistical analysis easier within the experimental design.
- ε : Adjustment deviance pour le modèle de régression. C'est la composante de la variabilité de réponse non expliquée par le modèle, incluant les erreurs de mesure ou les autres facteurs non inclutifs.

III.2. Méthodologie expérimentale

L'électrocoagulation en mode continu constitue une méthode efficace pour traiter les eaux contaminées par les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-). Dans cette étude, le dispositif d'électrocoagulation est soigneusement préparé, avec des connexions sécurisées et des électrodes (en aluminium (figure III.3)) vérifiées pour garantir leur propreté et leur bon état. Les électrodes utilisées dans cette étude sont des plaques rectangulaires parallèles

d'aluminium, de dimensions 9,6 cm * 5 cm * 0,013 cm, la partie submergée est 7,6 cm * 5 cm * 0,013 cm.

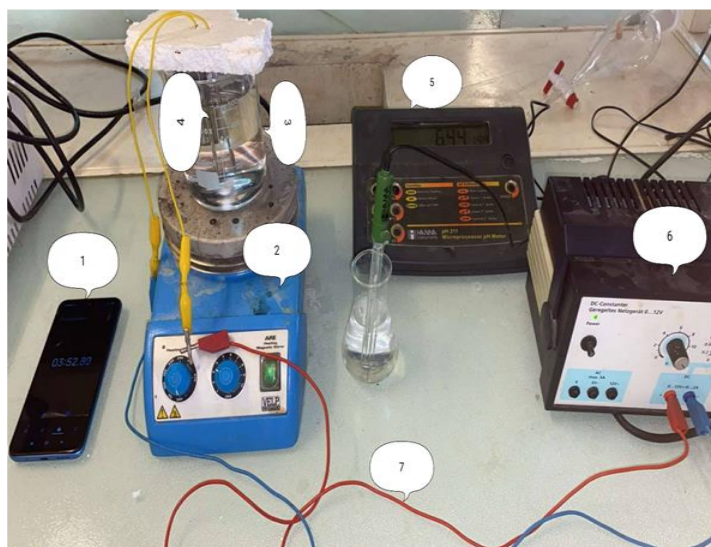
La densité de courant est ajustée entre 0,5 et 2 A, en fonction des besoins du traitement, pour optimiser la dissolution des électrodes. Le pH de l'eau à traiter est régulé dans une plage de 4 à 14, à l'aide de solutions comme H₂SO₄ ou NaOH, afin d'assurer des conditions optimales pour la formation des coagulants. La distance entre les électrodes est fixée à 1 cm pour maximiser l'efficacité du processus.



Figure III.3: Electrodes utilisée lors de travail (avant traitement).

Lors du traitement, l'eau contaminée circule dans la cellule d'électrocoagulation (figure III.4 et III.5), où les ions Al³⁺ générés par la dissolution anodique réagissent avec les contaminants, neutralisant les particules colloïdales et les composés solubles pour former des floccs. Ces floccs sont ensuite séparés par flottation, facilitée par les bulles d'hydrogène produites à la cathode.

Les paramètres clés, tels que la densité de courant, le pH, le temps de traitement, la concentration de l'électrolyte (ex. Na₂SO₃) et les concentrations de NO₂⁻ et NO₃⁻, sont surveillés en continu pour évaluer l'efficacité du traitement et ajustés en fonction des résultats analytiques. Des décappages chimique (solution d'acide sulfurique + bichromate potassium) et mécanique avec papier abrasive, réguliers des électrodes sont effectués pour garantir des performances constantes. Les mesures des concentrations de NO₂⁻ et NO₃⁻ permettent de suivre l'évolution du traitement, avec des ajustements des paramètres si nécessaire pour optimiser l'élimination des contaminants avant une étape de dénitrification.



1. Chronomètre
2. Plaque chauffante magnétique avec agitateur
3. Bécher 500 ml
4. Electrodes d'aluminium
5. PH mètre numérique
6. Générateur de courant continu
7. Fils de connexion

Figure III.4: Photo du réacteur EC discontinu

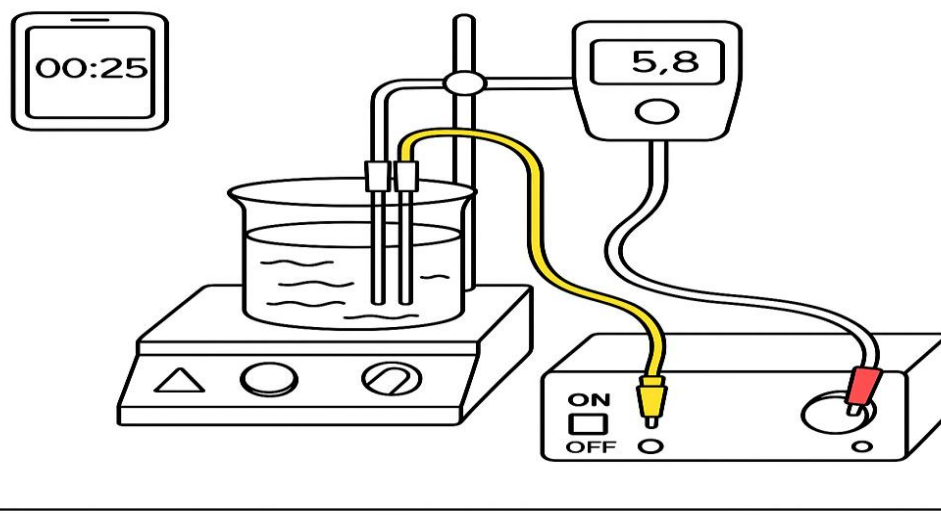


Figure III.5: Schéma graphique du réacteur EC discontinu

III.3.1 Préparation la solution

Tableau III.5 : Caractéristiques des réactifs utilisés pour la préparation des solutions

Réactif	Formule	Masse molaire (g/mol)
Nitrate de sodium	NaNO_3	84,99
Nitrite de sodium	NaNO_2	68,99
Eau distillée	H_2O	—

- Calcul des masses à dissoudre (pour 500 mL de solution)

➤ Pour 100 mg/L de NO_3^- (donc 50 mg dans 500 mL) :

$$\text{Masse de NaNO}_3 = \frac{84,99}{62} \times 25 \approx 68,5 \text{ mg}$$

➤ Pour 20 mg/L de NO_2^- (donc 10 mg dans 500 mL) :

$$\text{Masse de NaNO}_2 = \frac{68,99}{46} \times 25 \approx 15 \text{ mg}$$

• Procédure :

1. Peser **68.5 mg de NaNO_3** et **15,0 mg de NaNO_2** avec une balance de précision.
2. Dissoudre les deux sels dans ~100–200 mL d'eau distillée.
3. Transférer la solution dans une fiole jaugée de 500 mL.
4. Compléter jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée.
5. Agiter pour homogénéiser.

Tableau III. 6: Variation du rapport NO_2/NO_3 en fonction des masses de NaNO_3 et NaNO_2

La masse de $\text{NO}_3(\text{mg})$	La masse de $\text{NaNO}_3(\text{mg})$	La masse de $\text{NO}_2(\text{mg})$	La masse de $\text{NaNO}_2(\text{mg})$	Le rapport de NO_2/NO_3
125	171.35	10	14.99	0.08
125	171.35	7.5	11.24	0.06
100	137.08	10	14.99	0.1
75	102.81	12.5	18.74	0.16

III.3.2 Préparation De Solutions De Na_2SO_4 A Différentes Concentrations

Calculer la masse de **sulfate de sodium anhydre (Na_2SO_4)** nécessaire pour préparer **500 mL** de solution aux concentrations suivantes :

- 0,005 M / 0,01M / 0,025M / 0,04 M / 0,045 M

Formule utilisée :

Masse (g)=Molarité (mol/L)×Volume (L)×Masse molaire (g/mol)

- **Masse molaire du $\text{Na}_2\text{SO}_4 = 142,04 \text{ g/mol}$**

- Volume du mélange = 500 mL = 0,5 L

Tableau III.7 : Masse de Na₂SO₄ nécessaire pour préparer 500 mL de solution à différentes concentrations molaires

Molarité (mol/L)	Volume (L)	Masse molaire (g/mol)	Masse à peser (g)
0,005 M	0,5	142,04	$0,005 \times 0,5 \times 142,04 = \mathbf{0,3551 \text{ g}}$
0,01 M	0,5	142,04	$0,01 \times 0,5 \times 142,04 = \mathbf{0,7102 \text{ g}}$
0,025 M	0,5	142,04	$0,025 \times 0,5 \times 142,04 = \mathbf{1,7755 \text{ g}}$
0,04 M	0,5	142,04	$0,04 \times 0,5 \times 142,04 = \mathbf{2,8408 \text{ g}}$
0,045 M	0,5	142,04	$0,045 \times 0,5 \times 142,04 = \mathbf{3,1959 \text{ g}}$

III.4. Mesure des nitrates (NO₃⁻) et des nitrites (NO₂⁻)

Dans le cadre de l'étude sur l'électrocoagulation comme traitement pour la dénitrification, les concentrations de nitrates (NO₃⁻) et de nitrites (NO₂⁻) dans l'eau traitée ont été suivies à l'aide de méthodes analytiques précises pour évaluer l'efficacité du procédé.

III.4.1. Mesure des nitrates (NO₃⁻)

La quantification des nitrates a été réalisée à l'aide de l'appareil HACH SL1000, mesurant la concentration en azote des nitrates (NO₃⁻-N, en mg/L), avec une conversion en NO₃⁻ si nécessaire (facteur de conversion : 4,43). Un étalonnage préalable a été effectué avec des solutions standards (ex. 10 mg/L et 100 mg/L NO₃⁻-N), en immergeant la sonde dans chaque étalon jusqu'à stabilisation de la lecture, puis en validant l'étalonnage. L'échantillon d'eau, placé dans un bécher propre, a été analysé en immergeant la sonde jusqu'à stabilisation de la mesure (indicateur ✓), et la concentration affichée (ex. 26,6 mg/L NO₃⁻-N) a été enregistrée. Ce protocole, illustré dans la Figure III.5, a permis de suivre l'évolution des nitrates au cours du traitement par électrocoagulation.



Figure III.6: Mesure de NO_3^-

III.4.2. Mesure des nitrites (NO_2^-)

La concentration des nitrites a été déterminée par spectrophotométrie UV-Vis, en utilisant une méthode indirecte basée sur la formation d'un colorant azoïque. Un échantillon de 50 mL d'eau, filtré si nécessaire pour éliminer les particules et ajusté en pH selon les besoins, a été traité avec des réactifs : le sulfanilamide en milieu acide forme un composé diazonium, qui est couplé avec 1 mL de N-(1-naphtyl) éthylènediamine (NED) pour produire un colorant rose-violet, comme illustré dans la Figure III.6.

L'absorbance de ce colorant a été mesurée à 543 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Vis, et la concentration de NO_2^- a été calculée en appliquant la loi de Beer-Lambert, en référence à une courbe d'étalonnage préétablie, comme montré dans la Figure III.7. Ces mesures ont permis d'évaluer l'efficacité de l'électrocoagulation comme étape préalable à la dénitrification en suivant l'évolution des nitrites dans l'eau traitée.



Figure III.7: 50 ml de l'échantillon et 1 ml de réactif de NO_2^- **Figure III.8:** Mesure de NO_2^- par UV-Vis

III.5. Analyse mathématique des résultats

Un modèle mathématique prédictif est jugé sur sa capacité à expliquer ce qui se passe et à anticiper ce qui va se passer. Pour ça, on utilise deux méthodes principales : **les graphiques et les statistiques**.

III.5.1. L'analyse statistique

L'analyse statistique d'un modèle se déroule en trois étapes clés. D'abord, on vérifie si le modèle dans son ensemble est pertinent (analyse globale). Ensuite, on regarde chaque élément du modèle pour voir ce qui influence vraiment les résultats. Enfin, on examine les erreurs du modèle (résidus) pour s'assurer que nos hypothèses de base sont correctes, notamment sur la répartition et la stabilité de ces erreurs.

L'ANOVA, avec ses indicateurs clés (F, p-value (p-value < 0,05 (soit 95% de niveau de confiance)), R^2 , $R^2_{\text{ajusté}}$), offre un cadre rigoureux pour juger de la pertinence d'un modèle de régression. Elle permet de mesurer sa capacité à expliquer et prédire la variabilité des données. Les équations essentielles utilisées dans l'analyse ANOVA sont les suivantes [59,60]. L'ANOVA nous donne des chiffres clés comme les sommes des carrés, les degrés de liberté et les carrés moyens, qui sont essentiels pour comprendre la variation.

- **Somme des Carrés Totale (SCT)** : Mesure la variabilité globale des observations par rapport à leur moyenne.

$$SCT = \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2 \dots\dots\dots (III.3)$$

- **Somme des Carrés de la Régression (SCR)** : Représente la variabilité des réponses expliquée par le modèle.

$$SCR = \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2 \dots\dots\dots (III.4)$$

- **Somme des Carrés des Erreurs (SCE)** : Quantifie la variabilité non expliquée par le modèle. Plus cette valeur est petite, meilleur est le modèle.

$$SCE = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 \dots\dots\dots (III.5)$$

- **Équation Fondamentale de l'ANOVA** : La variabilité totale est la somme de la variabilité expliquée par le modèle et de la variabilité résiduelle.

$$SCT = SCR + SCE \dots\dots\dots (III.6)$$

- **Statistique F pour le Test de Fisher** : Utilisée pour déterminer la significativité des effets.

$$F = \frac{SCR/df_{régression}}{SCE/df_{résidus}} \dots\dots\dots (III.7)$$

- **Coefficient de Détermination (R²)** : Indique la proportion de la variabilité des données expliquée par le modèle.

$$R^2 = \frac{SCR}{SCT} \dots\dots\dots (III.8)$$

- **Coefficient de Détermination Ajusté (R²_{ajusté})** : Un R²_{ajusté} prend en compte le nombre de facteurs présents dans l'expérience, offrant une mesure plus juste de la performance du modèle.

III.5.2 L'analyse graphique

La représentation graphique (diagrammes de dispersion, surfaces de réponse, courbes d'iso-réponse) est fondamentale en conception d'expérience. On dispose d'une vision rapide et claire de la liaison entre les variables. Si l'on la combine avec le traitement statistique, on

arrive à une démarche globale et efficace pour interpréter et optimiser les systèmes étudiés. [61]

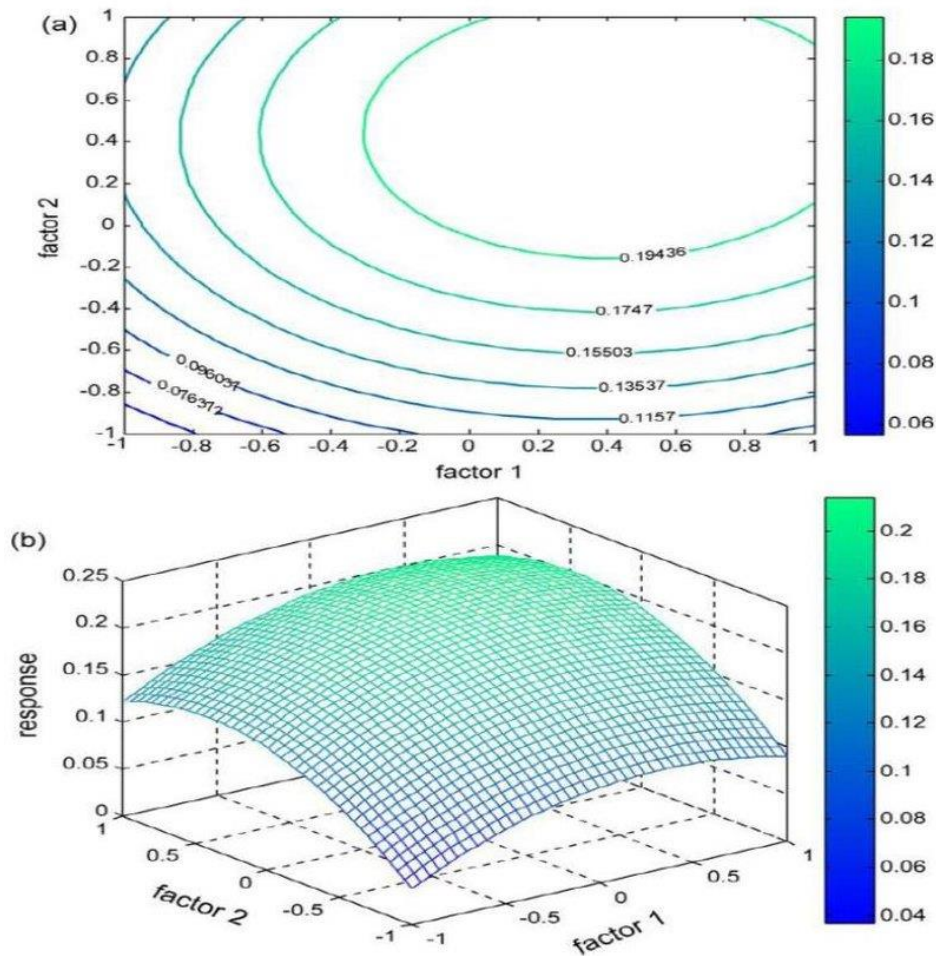


Figure III.9: Graphiques : (a) surfaces de réponses, (b) d'iso-réponse

III.5. CONCLUSION

Ce chapitre a détaillé la méthodologie expérimentale mise en œuvre pour optimiser l'électrocoagulation comme traitement pour la dénitrification des eaux contaminées par les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-), en s'appuyant sur un plan d'expériences composite centré et des outils statistiques.

Cinq paramètres clés – pH, durée du traitement, intensité du courant, concentration de l'électrolyte et rapport $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ ont été étudiés. Les techniques analytiques, incluant la mesure des nitrates à l'aide de l'appareil HACH SL1000 et des nitrites par spectrophotométrie UV-Vis à 543 nm (via la loi de Beer-Lambert), ont permis un suivi précis des concentrations des contaminants, évaluant ainsi l'efficacité de l'électrocoagulation dans l'élimination des

matières organiques. L'utilisation de l'outil statistique des plans d'expériences a facilité l'identification des interactions entre les paramètres et l'optimisation du procédé.



CHAPITRE IV

RESULTATS & DISCUSSIONS

IV.1. INTRODUCTION

Dans le chapitre précédent, nous avons identifié les facteurs affectant le processus d'électrocoagulation pour le traitement des eaux souterraines contenant des nitrites et des nitrates. Ces facteurs comprennent :

- La densité de courant électrique
- Le pH initial
- La concentration en sulfate de sodium
- Le temps
- Le rapport nitrite/nitrate

Ce chapitre se concentre sur l'amélioration et le contrôle de ces facteurs affectant le processus d'électrocoagulation, dans le but d'éliminer efficacement les contaminants de l'eau. Pour y parvenir, une série d'expériences a été menée avec des électrodes en aluminium pour traiter les eaux contaminées. Les résultats de ces expériences ont été analysés à l'aide d'outils statistiques et de conception expérimentale, spécifiquement Composite Central Design (CCD). [85]

IV.2. OPTIMISATION DES FACTEURS POUR LE PROCÉDE D'ELECTROCOAGULATION PAR UN PLAN COMPOSITE CENTREE

L'optimisation des paramètres du procédé d'électrocoagulation constitue un défi majeur, compte tenu des nombreuses variables qui influencent son efficacité. Parmi celles-ci, on peut citer :

- Les facteurs liés à l'électrolyse.
- Les facteurs liés au phénomène de coagulation.

Pour une optimisation scientifiquement précise, nous avons utilisé un plan composite central (CCD : Central Composite Design). Cette méthode nous aide à comprendre l'interaction entre ces facteurs et à trouver les conditions optimales pour l'élimination des nitrites et des nitrates.

IV.3. APPLICATION DE MSR BASEE SUR PLAN COMPOSITE CENTRALE POUR L'OPTIMISATION DE L'ELIMINATION DE NO₂ ET NO₃ PAR ELECTROCOAGULATION.

Les résultats illustrés dans le tableau IV.1 montrent que l'efficacité maximale de l'élimination des nitrates (NO_3^-) par électrocoagulation dépend des facteurs indépendants et elle est variable entre 98,664 % (essai 40) et 0 % (essai 41). Pour les nitrites, l'élimination de NO_2^- est stable. Le pourcentage d'élimination tourne autour 80% et 99%.

IV.3.1. ANALYSE STATISTIQUE

L'analyse de variance (ANOVA) exécutée avec un plan d'expérience composite centré Pour l'élimination des contaminants par le procédé d'électrocoagulation en utilisant des électrodes en aluminium sont présentées dans le tableau IV.2.

L'analyse de variance (ANOVA) exécutée avec un plan d'expérience composite centré pour le traitement des eaux souterraines par le procédé d'électrocoagulation est présentée dans les tableaux (IV.2, IV.3).

À partir des données du tableau IV.2, le modèle pour l'élimination de NO_3^- est significatif avec F- valeur de 8,76 est supérieur de F-valeur calculer à partir le table de Fisher ($F_{0.05; 20; 29} = 1,94$) et P-valeur inférieur 0,05. Les valeurs élevées des facteurs de régression R^2 de 0,8579 et R^2 ajusté de 0,76 confirme la fiabilité du modèle développé. Pour le NO_2^- les résultats d'ANOVA présentées dans le tableau IV.3 ont été montré que le model n'est pas Significatif en raison de valeur de $F = 0,8054$ est inférieur de F critique ($F_{\text{tabulé}} = F_{0.05; 20; 29} = 1.94$) et P- valeur de 0,6585 supérieur 0,05. Le coefficient du régression est trop faible $R^2 = 0,3571$ ainsi que R^2 ajusté négative = -0.06826. Ces données confirment que le model ne permet pas d'expliquer l'élimination de NO_2^- par l'électrocoagulation.

Tableau IV.1: Résultats du CCD à 5 facteurs et valeur des efficacités réelles d'élimination du (NO_3^-) et (NO_2^-) par électrocoagulation

N° Essai	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	Y	
	Intensité du courant	Temps	pH	[Na ₂ SO ₄]	[NO ₂ ⁻]/[NO ₃ ⁻]	% NO ₃ ⁻ éliminé	% NO ₂ ⁻ éliminé
1	-1	-1	-1	-1	-1	10,87	97,66
2	1	-1	-1	-1	-1	16,84	93,83
3	-1	1	-1	-1	-1	19,25	94,06
4	1	1	-1	-1	-1	7,689	93,86
5	-1	-1	1	-1	-1	24,00	93,81
6	1	-1	1	-1	-1	15,25	96,53
7	-1	1	1	-1	-1	20,84	94,86
8	1	-1	1	-1	-1	20,00	96,13
9	-1	-1	-1	1	-1	19,67	95,20
10	1	1	-1	1	-1	16,84	93,46
11	-1	1	-1	1	-1	4,858	93,89
12	1	1	-1	1	-1	8,899	94,46
13	-1	-1	1	1	-1	8,854	93,06
14	1	-1	1	1	-1	20,48	92,86
15	-1	1	1	1	-1	10,47	94,20
16	1	1	1	1	-1	41,65	96,44
17	-1	-1	-1	-1	-1	5,000	79,83
18	1	-1	-1	-1	1	8,698	79,89
19	-1	1	-1	-1	1	38,46	75,26
20	1	1	-1	-1	1	42,25	88,47
21	-1	-1	1	-1	1	55,44	86,60
22	1	-1	1	-1	1	56,23	83,49
23	-1	1	1	-1	1	65,00	84,69
24	1	1	1	-1	1	59,86	79,90
25	-1	-1	-1	1	1	59,87	79,66
26	1	-1	-1	1	1	59,29	76,49
27	-1	1	-1	1	1	78,66	82,81
28	1	1	-1	1	1	80,02	76,00
29	-1	-1	1	1	1	33,84	78,66
30	1	-1	1	1	1	50,29	77,27

31	-1	1	1	1	1	66,89	76,26
32	1	1	1	1	1	65,44	78,20
33	-2,378	0	0	0	0	34,99	86,66
34	2,378	0	0	0	0	22,24	91,73
35	0	-2,378	0	0	0	30,24	88,85
36	0	2,378	0	0	0	35,28	90,66
37	0	0	-2,378	0	0	42,00	88,45
38	0	0	2,378	0	0	89,27	99,63
39	0	0	0	-2,378	0	84,00	89,38
40	0	0	0	2,378	0	98,66	92,19
41	0	0	0	0	-2,378	0,000	0,000
42	0	0	0	0	2,378	36,00	90,72
43	0	0	0	0	0	12,58	87,29
44	0	0	0	0	0	10,47	87,56
45	0	0	0	0	0	11,24	87,30
46	0	0	0	0	0	10,86	87,88
47	0	0	0	0	0	12,43	87,35
48	0	0	0	0	0	11,88	87,15
49	0	0	0	0	0	12,24	87,25
50	0	0	0	0	0	12,99	87,25

Tableau IV.2: Résultats ANOVA du modèle quadratique obtenu pour l'optimisation de l'élimination de NO₃ par électrocoagulation

Source	Somme des carrés	Degré de liberté	Carré moyen	F - valeur	P-valeur	Coefficients estimés	Remarques
Modèle	28287,44	20	1414,55	8,7592	< 0,0001		Plus Significatif
X ₁ -Intensité de courant	8,733949	1	8,7339	0,0541	0,8177	0,453	In-significatif
X ₂ -Temps	753,0864	1	753,0864	4,6633	0,0392*	4,179	Significatif
X ₃ -PH	1438,217	1	1438,8217	8,9095	0,0057*	5,774	Significatif
X ₄ -[Na ₂ SO ₄]	875,0365	1	875,0865	5,4187	0,0271*	4,505	Significatif
X ₅ -[NO ₂ ⁻]/[NO ₃ ⁻]	9594,947	1	9594,2947	59,4100	<,0001*	14,88	Plus Significatif
X ₁ X ₂	0,732750	1	0,775033	0,0048	0,9452	-0,149	In-significatif
X ₁ X ₃	49,54515	1	49,45154	0,3062	0,5843	1,255	In-significatif
X ₁ X ₄	161,1910	1	161,1910	0,9981	0,3260	2,245	In-significatif
X ₁ X ₅	2,769890	1	2,989098	0,0185	0,8927	-0,311	In-significatif
X ₂ X ₃	0,552080	1	0,208063	0,0013	0,9716	0,086	In-significatif
X ₂ X ₄	1,369795	1	1,369599	0,0085	0,9273	0,213	In-significatif
X ₂ X ₅	875,9205	1	875,9205	5,4239	0,0270*	5,236	Significatif
X ₃ X ₄	1227,849	1	1227,849	7,6031	0,0100*	-6,194	Significatif
X ₃ X ₅	18,27910	1	18,27108	0,1131	0,7390	0,749	Significatif
X ₄ X ₅	867,5695	1	867,5695	5,3722	0,0277*	5,209	Significatif
X ₁ ²	194,7480	1	194,7480	1,2059	0,2812	1,857	In-significatif
X ₂ ²	402,7924	1	402,7924	2,4942	0,1251	2,649	In-significatif
X ₃ ²	4012,382	1	4012,638	24,841	<,0001*	8,450	Plus Significatif
X ₄ ²	9457,961	1	9457,896	58,564	<,0001*	13,05	Plus Significatif
X ₅ ²	0,388036	1	0,383694	0,0024	0,9615	0,083	Significatif
Constante		1				10,39	Significatif
Résiduel	4683,296	29	161,4988				
Erreur pure	4,552387	7	0,651244				
Cor Total	32974,209	49					
Autres indicateurs statistiques	R²	R² ajusté					
	0,8579	0,7600					

Tableau IV.3: Résultats ANOVA du modèle quadratique obtenu pour l'optimisation de l'élimination de NO₂ par électrocoagulation

Source	Somme des carrés	Degré de liberté	Carré moyen	F - valeur	P- valeur	Coefficients estimé	Remarques
Modèle	3480,6135	20	174,031	0,8054	0,6885		In-significatif
X ₁ -Intensité de courant	1,6838	1	1,6838	0,0078	0,9303	0,1969	In-significatif
X ₂ -Temps	0,6562	1	0,6562	0,0030	0,9564	0,1235	In-significatif
X ₃ -PH	27,7164	1	27,7164	0,1283	0,7228	0,7997	In-significatif
X ₄ -[Na ₂ SO ₄]	25,2191	1	25,2191	0,1167	0,7351	-0,7636	In-significatif
X ₅ -[NO ₂ ⁻]/[NO ₃ ⁻]	6,7670	1	6,7670	0,0313	0,8608	-0,3963	In-significatif
X ₁ X ₂	9,0845	1	9,0845	0,0420	0,8390	0,5333	In-significatif
X ₁ X ₃	0,0195	1	0,0195	0,0001	0,9925	-0,0250	In-significatif
X ₁ X ₄	4,7048	1	4,7048	0,0218	0,8837	-0,3833	In-significatif
X ₁ X ₅	0,8483	1	0,8483	0,0039	0,9505	-0,1625	In-significatif
X ₂ X ₃	1,1213	1	1,1213	0,0052	0,9431	-0,1875	In-significatif
X ₂ X ₄	4,2123	1	4,2123	0,0195	0,8899	0,3625	In-significatif
X ₂ X ₅	0,1070	1	0,1070	0,0005	0,9824	-0,0583	In-significatif
X ₃ X ₄	8,6840	1	8,6840	0,0402	0,8425	-0,5208	In-significatif
X ₃ X ₅	0,7170	1	0,7170	0,0033	0,9545	0,1500	In-significatif
X ₄ X ₅	19,6721	1	19,6721	0,0910	0,7650	-0,7833	In-significatif
X ₁ ²	48,4884	1	48,4884	0,2244	0,6392	0,9164	In-significatif
X ₂ ²	59,1074	1	59,1074	0,2736	0,6049	1,0199	In-significatif
X ₃ ²	178,3444	1	178,3444	0,8254	0,3711	1,7767	In-significatif
X ₄ ²	81,1064	1	81,1064	0,3754	0,5449	1,1954	In-significatif
X ₅ ²	2574,7471	1	2574,7471	11,9163	0,0017*	-6,8209	Significatif
Constante		1				87,903	Significatif
Résiduel	6265,9941	29	216,069				
Erreur pure	0,6422	7	0,092				
Cor Total	9746,6076	49					
Autres indicateurs statistiques	R²	R² ajusté					
	0,3571	-0,08626					

Selon le critère de significativité statistique ($p < 0,05$), seuls certains paramètres ont été retenus comme significatifs dans les modèles de régression. Pour l'élimination des nitrates

(NO₃⁻), les variables X₂ (pH initial), X₃ (concentration en Na₂SO₄), X₄ (temps de traitement) et X₅ (rapport NO₂⁻/NO₃⁻) se sont révélées significatives, en plus des interactions X₂·X₅, X₃·X₄, X₄·X₅, ainsi que des termes quadratiques X₃² et X₄².

En ce qui concerne l'élimination des nitrites (NO₂⁻), seul le terme quadratique X₅² a montré un effet significatif, indiquant une influence notable de ce facteur lorsque ses valeurs augmentent..

Les modèles mathématiques finaux pour l'efficacité d'élimination sont :

- Pour NO₃⁻ (éq.IV.1) :

$$Y_{NO3} = 10.39 + 4.17436 X_2 + 5.76818 X_3 + 4.49966 X_4 + 14.8785 X_5 + 5.22563 X_2 X_5 - 6.18812 X_3 X_4 + 5.20063 X_4 X_5 + 8.49835 X_3^2 + 13.0472 X_4^2 \dots\dots\dots (IV.1)$$

- Pour NO₂⁻ (éq.IV.2) :

$$Y_{NO2} = 87.90 - 6.82 X_5^2 \dots\dots\dots (IV.2)$$

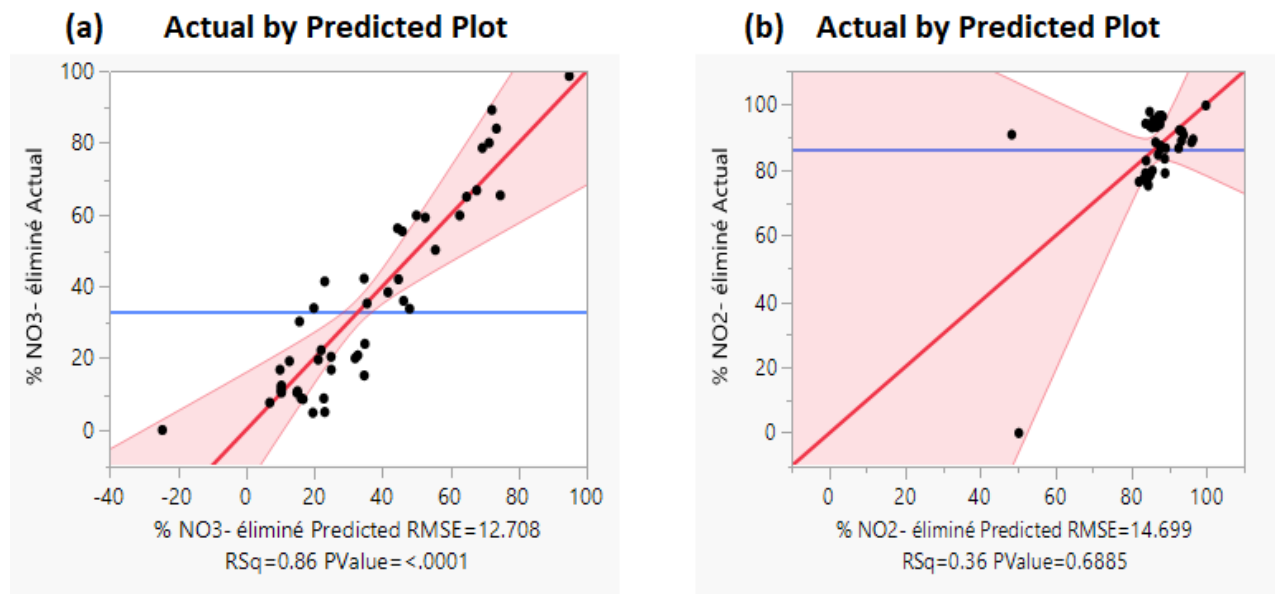


Figure IV.1 : Représentations diagnostiques de valeurs prédites par rapport aux valeurs réelles, (a) pour l'élimination du NO₃⁻, (b) pour l'élimination du NO₂⁻

Les graphes de la figure IV.1a et IV.b illustrent la corrélation entre les valeurs prédites par le modèle et les valeurs expérimentales obtenues lors de l'élimination des ions nitrates (NO₃⁻) et nitrites (NO₂⁻) respectivement. Le graphique (a), relatif à l'élimination du NO₃, montre une forte corrélation entre les valeurs réelles et les valeurs estimées (calculées par le

modèle) car les points expérimentaux sont bien alignés autour de la droite de régression, avec un coefficient de détermination $R^2 = 0,86$, indiquant que 86 % de la variance des données expérimentales est expliquée par le modèle traduisant une bonne précision du modèle.

En revanche, le graphique (b), correspondant à l'élimination du NO_2^- , présente une performance nettement inférieure. On observe également une forte dispersion des points expérimentaux autour de la droite de régression, avec la présence des valeurs aberrantes et le coefficient de détermination est de seulement 0,36, ce qui signifie que le modèle n'explique que 36 % de la variance observée, traduisant un manque de précision et de fiabilité dans les prédictions. Cette faiblesse peut être due à la complexité du comportement des ions NO_2^- , ou à l'absence de certains paramètres influents dans le modèle.

En conclusion, le modèle utilisé s'avère efficace pour prédire l'élimination des nitrates, mais reste insuffisant pour prédire de manière fiable l'élimination des nitrites. Une amélioration du modèle ou l'introduction de nouvelles variables explicatives serait donc nécessaire pour optimiser les prédictions relatives au NO_2^- .

IV.3.2. L'EFFET INDIVIDUEL DES PARAMETRES INDEPENDANTS

La figure IV.2 présente l'effet individuel de chaque paramètre indépendant sur les pourcentages d'élimination des nitrates (NO_3^-) et des nitrites (NO_2^-), représentés respectivement dans les figures IV.2. (a et b). Chaque graphique montre l'influence d'un facteur expérimental (intensité de courant, temps, pH, concentration en Na_2SO_4 et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$) sur la réponse (% éliminé), tandis que les autres facteurs sont maintenus constants à leur valeur centrale (lignes rouges en pointillés).

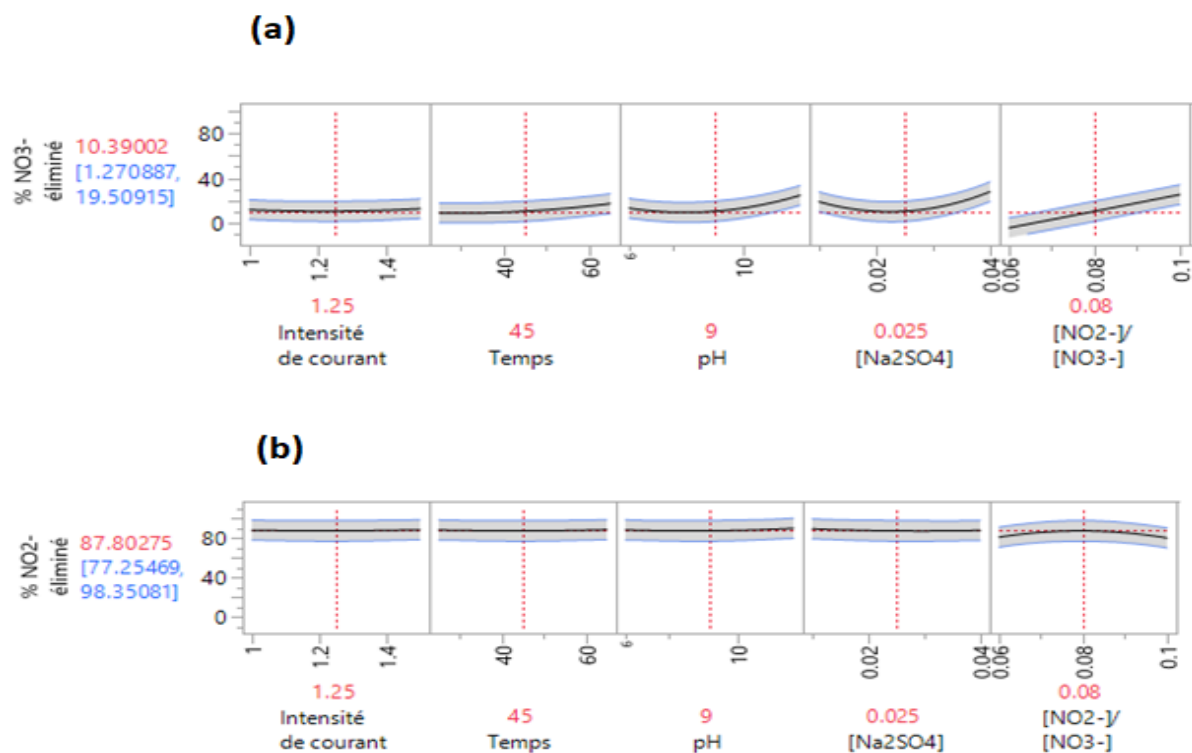


Figure IV.2. Effet individuel des variables indépendantes (a) pour NO₃⁻, (b) pour NO₂⁻

Dans la figure IV.2. (a) correspondant à l'élimination du NO₃⁻, on observe que l'intensité du courant a un effet très limité sur le rendement d'élimination, comme l'indiquent la courbe quasi horizontale et a été justifié par le nom significatif statistique (P valeur de $0.8177 > 0.05$ –tableau IV.2). Le temps de réaction, le pH et la concentration en Na₂SO₄ ont des effets positives (+4,17), (+5,77) et (+ 4,50) respectivement qui indique que l'efficacité de % NO₃⁻ éliminé augmente avec l'augmentation des valeurs de temps, pH et la concentration en Na₂SO₄. De plus, le rapport [NO₂⁻]/[NO₃⁻] présente une tendance croissante très positive (+14,88) : plus ce rapport augmente, plus le pourcentage d'élimination du NO₃⁻ augmente, ce qui pourrait indiquer un effet de synergie ou une interaction favorable au processus de dénitrification.

La figure VI.2. (b), relative à l'élimination du NO₂⁻, les courbes sont globalement plates, ce qui traduit une faible sensibilité de ce paramètre aux variations des facteurs étudiés. Le rendement d'élimination du NO₂⁻ reste stable entre 80 % et 99 %, le rapport [NO₂⁻]/[NO₃⁻] a été le seul paramètre en terme quadratique qui influence avec une relation inversée (-6,86) ce qui signifie que le % NO₂⁻ diminue avec l'augmentation de ce rapport.

En résumé, l'élimination du NO_3^- est plus sensible aux conditions opératoires, en particulier au pH, le temps, la concentration en Na_2SO_4 et au rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$, tandis que l'élimination du NO_2^- semble plus stable et moins affectée par ces paramètres.

IV.3.3. EFFETS D'INTERACTIONS ENTRE LES PARAMETRES

A. Effet de l'intensité du courant et la temps d'électrolyse

La figure IV.3 illustre l'effet combiné de l'intensité du courant et du temps d'électrolyse sur l'efficacité d'élimination des ions nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-). Dans la figure IV.3. (a), on observe que l'élimination du NO_3^- présente une surface concave, suggérant une interaction complexe entre les deux paramètres. La surface de réponse montre que l'efficacité d'élimination des nitrates varie de 41% (zones violet foncé) à 92% (zones rouge). L'efficacité de NO_3^- éliminé est faible (zones violets, 41- 46%) lorsque les deux facteurs sont à des niveaux minimales, puis elle augmente progressivement lorsque l'intensité du courant et le temps de traitement augment simultanément jusqu'à atteindre une efficacité maximale (> 85%, zones rouges) à des niveaux élevés ($I = 1,5 - 2\text{A}$, temps = 50-80min). Ces résultats sont en accord avec les résultats de [103] qui ont été travaillé sur l'optimisation par la méthodologie MSR l'élimination des nitrates des eaux souterraines par électrocoagulation pour quatre échantillons d'eau souterraine de différents puits. Ils ont signalé que l'efficacité des NO_3^- éliminé augmente lorsque la densité du courant et le temps de traitement augment au même temps pour chaque échantillon. Les mêmes résultats ont été trouvé par montrant que ces deux facteurs jouent un rôle significatif dans l'efficacité de l'élimination des nitrates. Une augmentation des nitrates éliminés a été observée lorsque les deux facteurs ont été déplacés de leurs niveaux minimaux à leurs niveaux élevés. Ces résultats peuvent expliqués que l'augmentation de l'intensité du courant et le temps d'électrolyse conduit à l'augmentation de la vitesse de dissolution de l'anode selon la loi de Faraday, entraînant une augmentation de la concentration en floccs d'hydroxyde, une flottation plus importante et une élimination accrue des nitrates de la solution. [86]

En revanche, la figure VI.3. (b) relatif à l'élimination du NO_2^- montre une surface avec une pente plus marquée, révélant que l'intensité du courant et le temps agissent positivement sur l'efficacité. L'augmentation de ces deux paramètres améliore significativement l'élimination, ce qui suggère que le processus de réduction ou d'oxydation du NO_2^- est favorisé par des conditions plus énergétiques et une durée de traitement prolongée avec 98,8% d'élimination des NO_2^- pour les intensités élevées >1,5 A et un temps long (65-80 min).

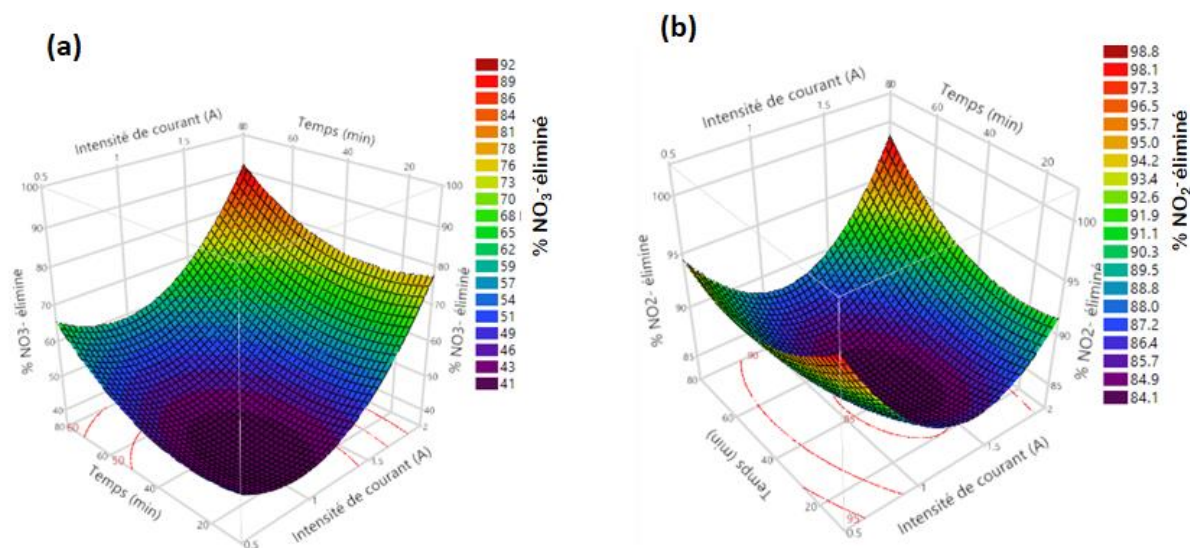


Figure IV. 3: Effet interactif de l'intensité du courant et le temps d'électrolyse sur l'efficacité d'élimination du NO₃⁻ et NO₂⁻, (a) pour NO₃⁻, (b) pour NO₂⁻

B. Effet de l'intensité du courant et la concentration du pH

La figure IV.4 représente l'effet combiné de l'intensité du courant et du pH sur l'efficacité d'élimination des ions NO₃⁻ (a) et NO₂⁻ (b). On peut observer de la figure VI.4. (a) que l'efficacité d'élimination du NO₃⁻ est élevée > 60 % (zones rouges) lorsque l'intensité du courant et pH étaient dans leurs niveaux supérieurs (I=1,5 - 2 A, pH >10). Le pH joue également un rôle crucial : lorsque le pH est élevé, la formation des coagulants est bonne et la précipitation des floes a été améliorée, dans laquelle la dégradation du NO₃⁻ est maximale.

Pour NO₂⁻ la figure VI.4. (b) indique une tendance similaire, mais la surface de réponse montre une dépendance plus marquée au pH. En effet, l'efficacité est faible à pH très acide ou très basique, et atteint un maximum dans une plage intermédiaire. L'intensité du courant agit comme facteur d'amplification, mais son effet est moins dominant que celui du pH.

Les deux graphes démontrent que l'élimination électrochimique des espèces azotées dépend de manière significative de l'ajustement des conditions opératoires. L'interactivité entre le pH et l'intensité du courant révèle des comportements non linéaires, avec des zones optimales bien définies.

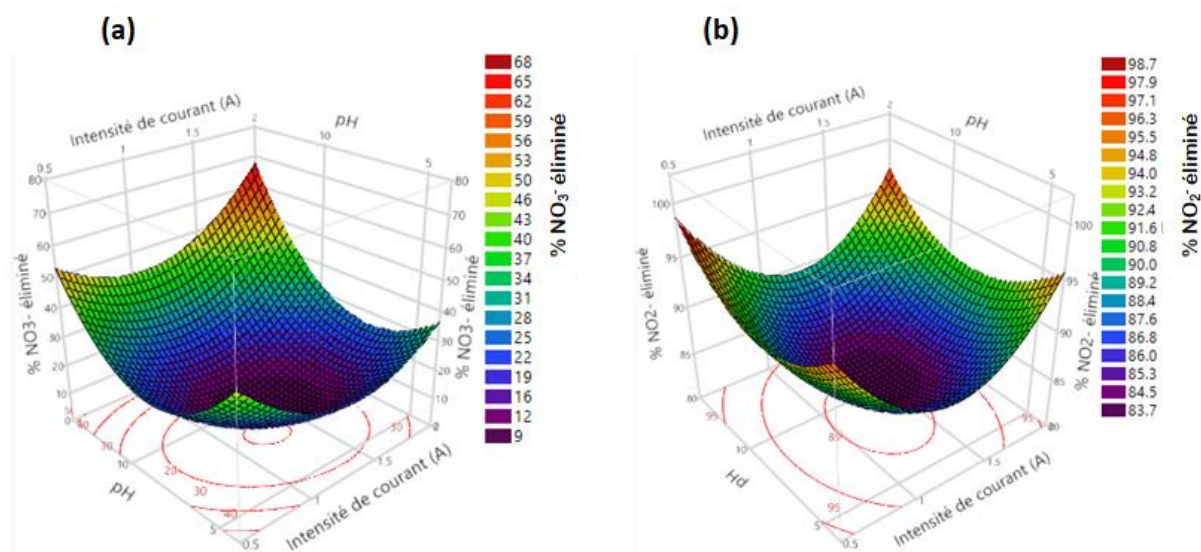


Figure IV.4.: Effet interactif de l'intensité du courant et le pH sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

C. Effet de l'intensité du courant et la concentration d'électrolyte Na_2SO_4

La figure IV.5 illustre l'effet interactif de l'intensité du courant électrique et de la concentration de l'électrolyte Na_2SO_4 sur l'efficacité d'élimination des ions NO_3^- (a) et NO_2^- (b) dans une solution aqueuse.

La figure IV.5 (a) montre que l'efficacité d'élimination du NO_3^- dépend fortement à la fois de l'intensité du courant et de la concentration du Na_2SO_4 . On observe une zone optimale, où l'interaction entre ces deux paramètres atteint un maximum d'efficacité (zone en rouge, 60-67 %). Lorsque l'intensité augmente la concentration de l'électrolyte provoque une augmentation de la diffusion du courant améliorant l'efficacité des réactions électrochimiques (loi de Faraday). Les ions SO_4^{2-} et Na^+ favorisent le transport des charges vers les électrodes, et par conséquent la formation des coagulants (Al^{3+}) a été améliorée et l'efficacité de l'élimination augmente. De plus, l'ajout d'électrolyte améliore la conductivité du solution, lorsque la concentration Na_2SO_4 augmente conduit à l'augmentation de la conductivité donc une diminution de la Résistance du milieu résultant un réduction en consommation énergétique.

Pour l'élimination du NO_2^- : la figure IV.5 (b) représente l'efficacité d'élimination du NO_2^- . La surface obtenue montre également une indépendance à l'égard des deux paramètres, Cela suggère que l'élimination du NO_2^- est plus sensible à l'un des deux paramètres, en particulier l'intensité du courant. L'élimination des nitrites reste stable (baisse légère) avec

l'augmentation de l'intensité du courant et la concentration d'électrolyte et elles sont bien mieux éliminées que les nitrates (NO_3^-) sur toute la plage d'intensité et Na_2SO_4 testées.

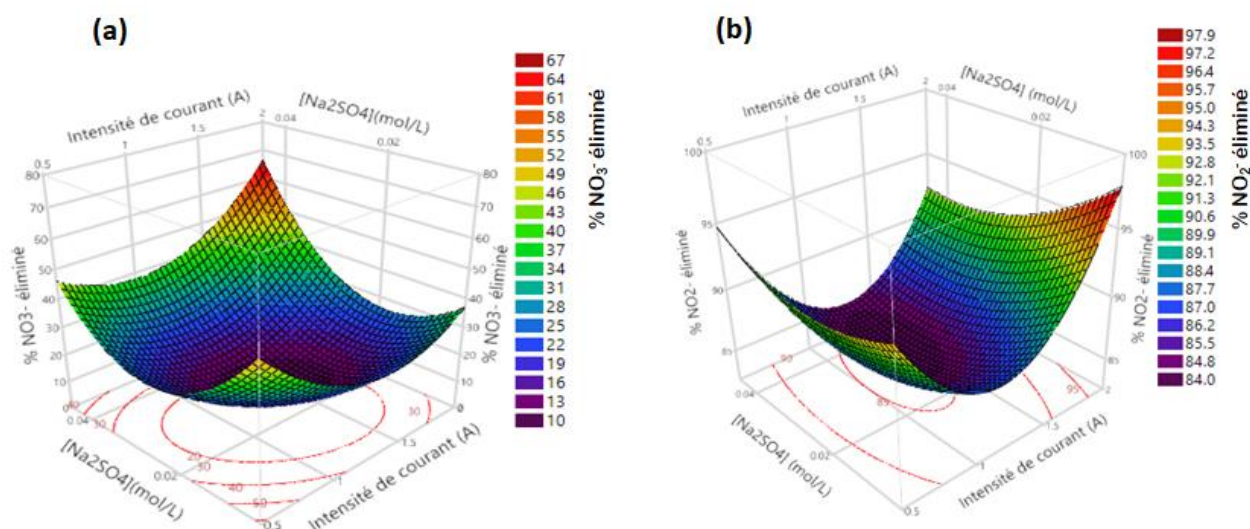


Figure IV.5. : Effet interactif de l'intensité du courant et la $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

C. Effet de l'intensité du courant et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$

La figure IV.6 illustre l'effet synergique entre l'intensité du courant et le rapport en polluants $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. Cette figure fournit une preuve irréfutable de la nature électrochimique du processus étudié en analysant la relation entre l'intensité du courant électrique et la composition initiale de la solution.

La figure IV.6. (a) concernant l'élimination du NO_3^- , la surface présente une forme de plan incliné avec efficacité maximale de 90% aux conditions extrêmes de l'intensité du courant et la concentration initial en polluant. Il est évident qu'une augmentation de l'intensité du courant conduit à une amélioration significative de l'efficacité d'élimination. Ceci est attendu dans les processus électrochimiques, où l'intensité du courant mesure le taux de flux d'électrons et, par conséquent, le taux des réactions électrochimiques se produisant à la surface de l'électrode. Plus l'intensité du courant élevée, plus le nombre d'électrons disponibles pour les réactions de réduction du NO_3^- est important. Parallèlement, À faible intensité et faible rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$, l'élimination est faible (zone bleu), suggérant peut-être une formation secondaire de NO_3^- ou une interférence.

Pour NO_2^- la figure IV.6. (b) la surface de réponse montre un plateau de haute performance zone optimale (% NO_2^- éliminé > 90%) dans un rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ de 0,04 à 0,08. L'efficacité diminue lorsque l'intensité et le rapport sont trop faible ou trop élevée. Par conséquent, cette figure fournit une base solide pour le choix de l'intensité de courant optimale qui assure non seulement une efficacité élevée. Comme suggère la nécessité de traiter séparément les effluents riches en NO_2^- pour empêcher la conversion en NO_3^- .

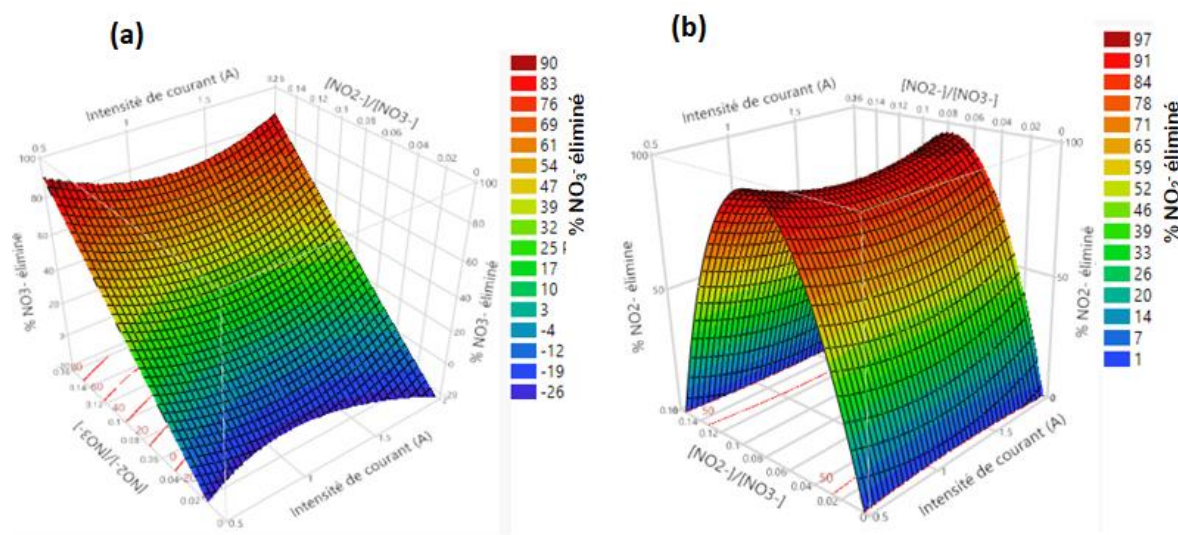


Figure IV.6: Effet interactif de l'intensité du courant et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

D. Effet du temps de réaction et pH du milieu

La figure IV.7 présente l'effet interactif du temps de réaction et du pH sur l'élimination des ions NO_3^- et NO_2^- . Pour NO_3^- , la figure IV.7. (a) indique une meilleure taux d'élimination (>90 %) a été observé à pH > 10) et temps > 50min).

Pour NO_2^- . La figure IV.7. (b) montre une élimination stable entre 83 % et > 90 % avec maximale efficacité de 92 % en pH basique et temps de 80min. Le NO_2^- suit une cinétique de traitement similaire à celle du NO_3^- , mais avec des taux d'élimination globalement plus élevés qui commence à 83 %. Le process d'électrocoagulation est plus efficace à pH élevé, car cela conduit à la formation et la solubilité des espèces métalliques (coagulants). L'importance du temps de réaction est également constamment observée, l'efficacité d'élimination augmentant avec le temps pour les deux ions. Un temps insuffisant empêche la complétion des réactions, tandis qu'un temps long assure une élimination quasi-totale.

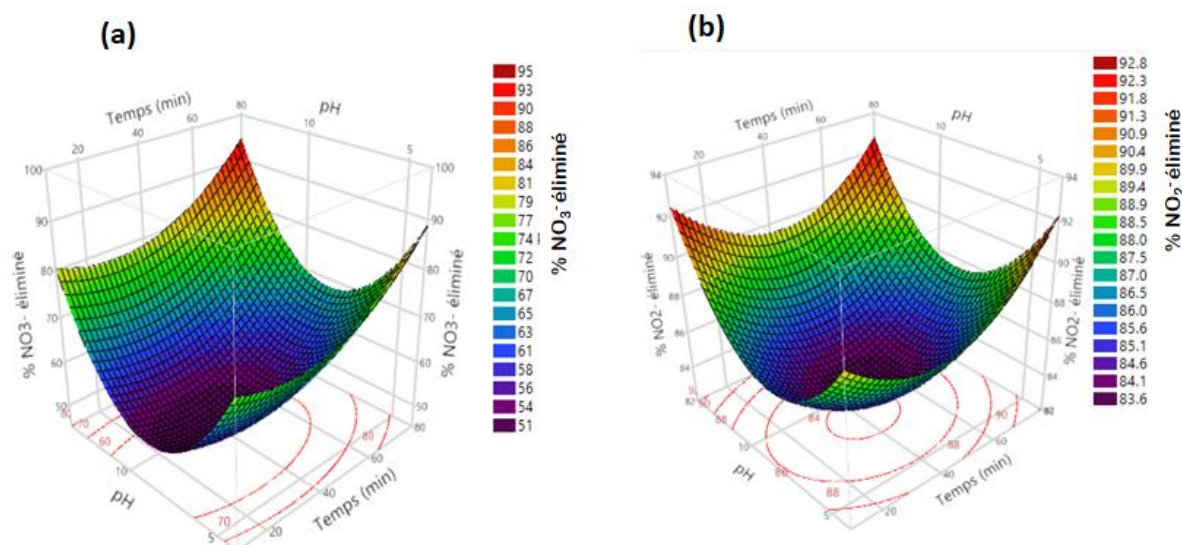


Figure IV.7: Effet interactif du temps de réaction et pH du milieu sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

E. Effet du temps de réaction et $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$

La figure IV.8 illustre l'effet interactif du temps de réaction et de la concentration en sulfate de sodium (Na_2SO_4) sur l'efficacité d'élimination des nitrates (NO_3^-) et des nitrites (NO_2^-). La figure IV. (a) montre que le pourcentage d'élimination du NO_3^- est faible lorsque les deux variables sont à leurs niveaux les bas en Na_2SO_4 (< 0.02 mol/L) et temps court (< 40 min), l'élimination est faible (41–50 %, zones violets). L'élimination augmente progressivement avec l'allongement du temps de réaction et l'augmentation de la concentration en Na_2SO_4 . Le maximum d'efficacité $> 90\%$ a été atteint pour un temps supérieur à 60 minutes et une concentration de Na_2SO_4 supérieure à 0,04 mol/L. Ces résultats suggèrent que les réactions nécessitent un temps suffisant pour progresser, et que le Na_2SO_4 joue probablement un rôle facilitateur en améliorant la conductivité du milieu, solution, facilitant le transfert de charge et la formation d'agents coagulants (Al^{3+}).

Quant à la figure IV.8. (b), relatif à l'élimination du NO_2^- , montre des taux d'élimination sont généralement plus élevés et stable que pour le NO_3^- (88- 96 %). Le maximum NO_2^- éliminé $> 94\%$ a été obtenue lorsque le temps et faible et fort avec une concentration du Na_2SO_4 de 0.01 à 0.03 mol/L. Ce comportement peut être attribué au fait que le NO_2^- est plus réactif que NO_3^- , donc son élimination est plus rapide et plus complète dans des conditions favorables.

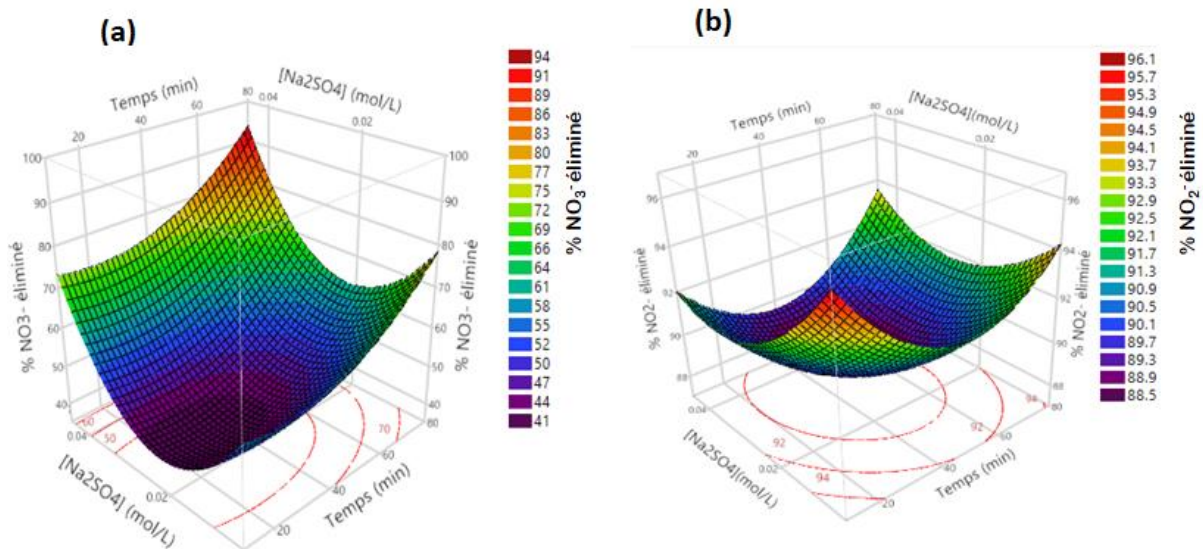


Figure IV.8: Effet interactif du temps de réaction et $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

F. Effet du temps de réaction et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$

La figure IV.9 offre des aperçus précieux sur l'interaction complexe entre deux paramètres critiques du processus électrochimique : le temps de réaction et la composition initiale des réactifs exprimée par le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. Dans la figure IV.9. (a), concernant l'élimination du NO_3^- , il est clairement démontré que l'efficacité maximale est atteinte 98% lorsque des temps de réaction prolongés convergent avec des rapports $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ élevés (0.12). Ces résultats suggèrent que les du NO_3^- nécessitent un temps suffisant pour leur élimination et l'augmentation du temps favorise la formation des floccs de coagulant qui permet une meilleure adsorption et précipitation des espèces azotées. Un rapport élevé $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ pourrait faciliter indirectement l'élimination du NO_3^- , possiblement via la précipitation.

En revanche, la figure VI.9. (b), l'élimination du NO_2^- présente un comportement inverse concernant la composition initiale ; bien que le temps de réaction prolongé reste crucial, l'efficacité diminue avec l'augmentation du rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. La surface montre une zone de performance élevée plus étendue avec une élimination de NO_2^- a été optimale dans la région des rapports à un rapport modérés.

Cette divergence ne souligne que les mécanismes d'élimination du NO_2^- étant plus réactifs que les nitrates. Le taux d'élimination du NO_2^- est directement proportionnel à sa concentration initiale dans certains cas.

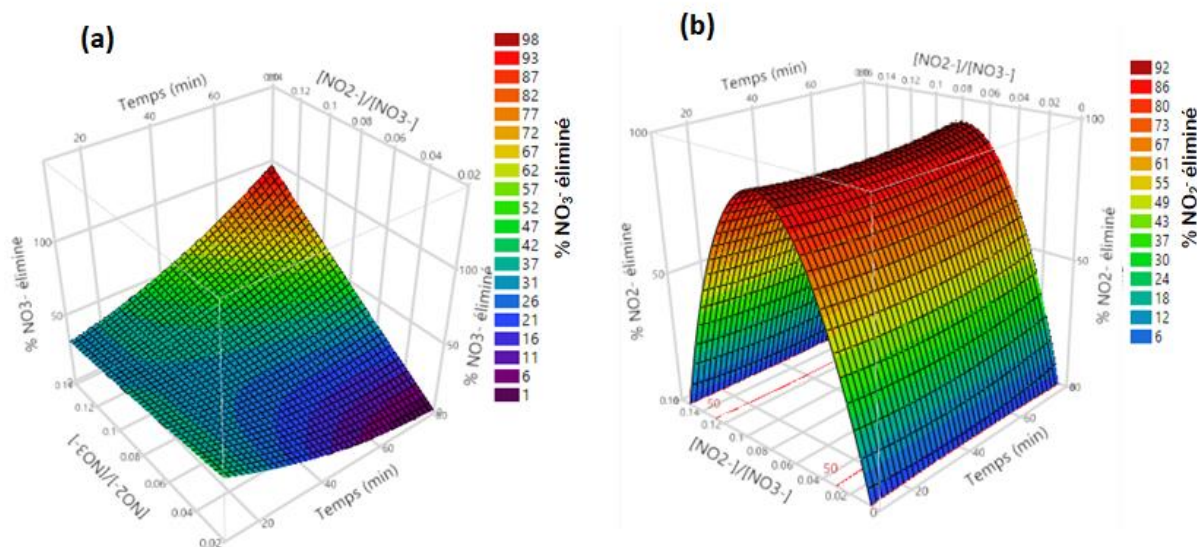


Figure IV.9: Effet interactif du temps de réaction et le rapport $[NO_2^-]/[NO_3^-]$ sur l'efficacité sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- : (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

G. Effet de pH et la concentration électrolyte $[Na_2SO_4]$

La figure IV.10 illustre l'effet interactif du pH et de la concentration en Na_2SO_4 sur l'efficacité d'élimination des nitrates (NO_3^-) et des nitrites (NO_2^-), respectivement dans les graphes (a) et (b). Les courbes de réponse en surface mettent en évidence une interaction significative entre ces deux paramètres opératoires. Dans le cas du NO_3^- (figure IV.10 (a)), on observe que les zones violettes et bleues (centre de la courbe) indiquent une faible efficacité d'élimination (9 - 30%), tandis que les zones rouges et oranges (bords) indiquent une meilleure efficacité (60 - 75%). Une amélioration progressive de l'efficacité d'élimination NO_3^- est observée avec l'augmentation conjointe du pH et de la concentration en Na_2SO_4 .

Pour le NO_2^- (figure IV.10. (b)), une tendance similaire est observée, bien que l'efficacité globalement très élevées (87,6% à 98,4%) avec zones optimales encore plus marquées aux pH extrêmes.

Ces résultats confirment que le pH et l'électrolyte ne doivent pas être considérés indépendamment, car leur effet combiné conditionne fortement la performance du procédé. Le Na_2SO_4 joue un rôle crucial en augmentant la conductivité de la solution, ce qui améliore le transfert d'électrons et, par conséquent, l'efficacité de la réduction électrochimique des espèces azotées.

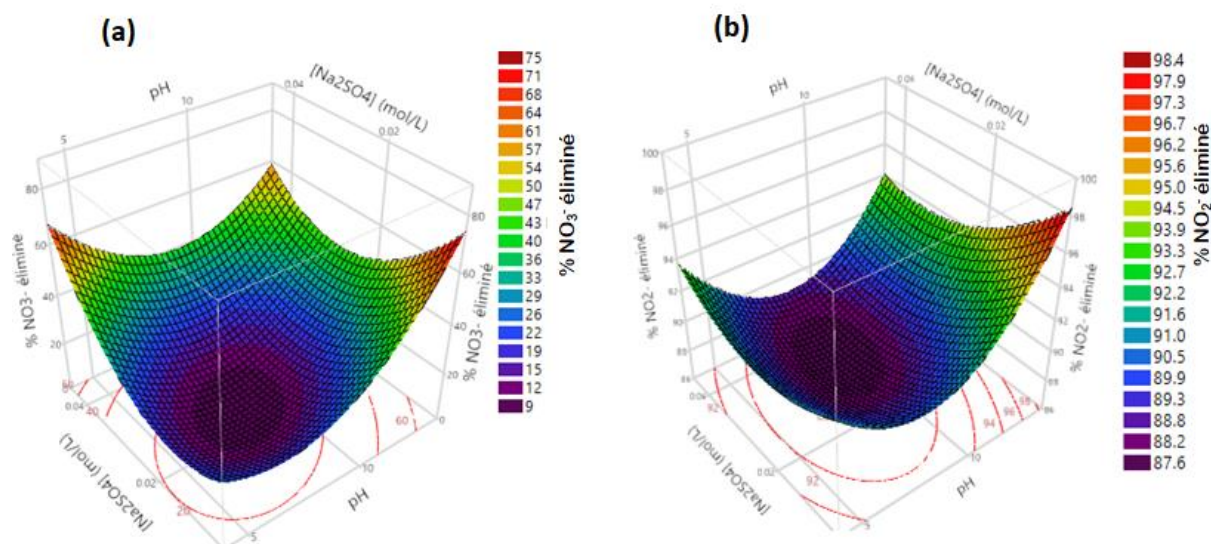


Figure IV.10: Effet interactif de pH et $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

H. Effet de pH et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$

La figure IV.11 illustre l'effet combiné du pH et du rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination des ions NO_3^- (a) et NO_2^- (b). Pour l'élimination du NO_3^- , la figure IV.11. (a) montre que l'efficacité d'élimination du NO_3^- augmente avec le pH, et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ en indiquant que des milieux basiques favorisent la transformation de cet ion. L'efficacité maximale $> 90\%$ a été obtenue quand le pH de (10 - 14) et des rapports élevés entre (0,12 - 0,16).

Pour l'élimination du NO_2^- , La figure IV. (b) montre que L'efficacité maximale de 94% (zone rouge intense) a été obtenu en des pH basique et à un rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ modéré (0,08 - 0,10).

En résumé, Les deux ions répondent différemment à la variation du pH et du rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. L'élimination des NO_3^- est favorisée en milieu basique et à fortes rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. L'élimination des NO_2^- est meilleure autour de pH basique et à un rapport modéré.

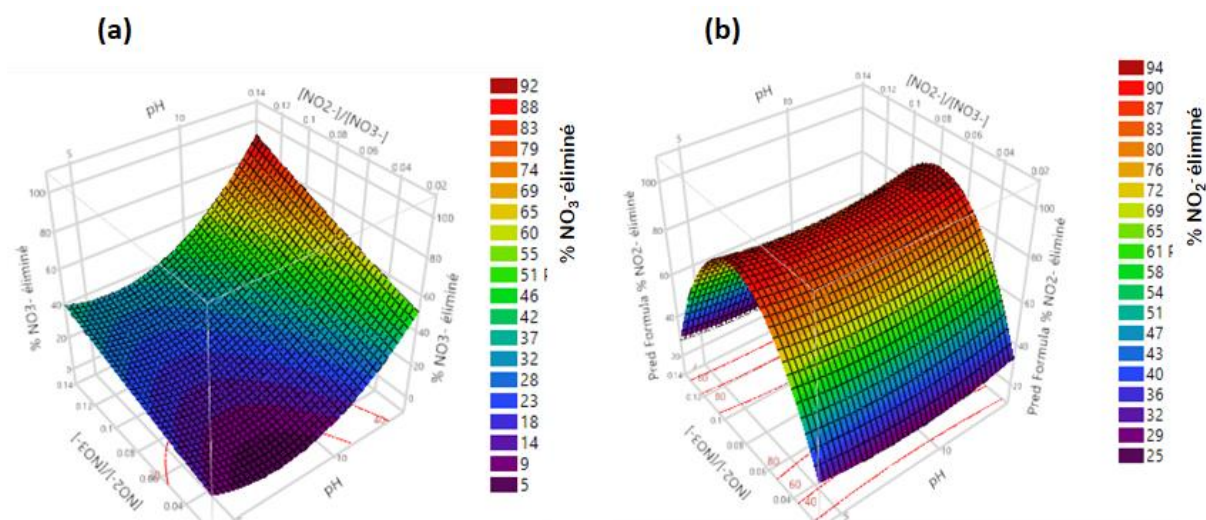


Figure IV.11: Effet interactif de pH et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

I. Effet de $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$

La figure VI.12 représente l'effet combiné du concentration d'électrolyte et du rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination des ions NO_3^- (a) et NO_2^- (b). La figure VI.12. (a), montre un effet synergique marqué entre la concentration en électrolyte support (Na_2SO_4) et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ pour NO_3^- . L'efficacité de NO_3^- éliminé augmente lorsque la concentration de Na_2SO_4 et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ augmentent simultanément jusqu'à atteinte 98%.

Pour l'élimination du NO_2^- , La figure VI.12. (b) confirme la présence d'un maximum d'efficacité pour une certaine combinaison de $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ et du rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$. Le maximum éliminé NO_2^- a été obtenue on des rapports modéré (0,05 à 0,08). L'efficacité a été diminué lorsque les valeurs de nitrites sont élevées.

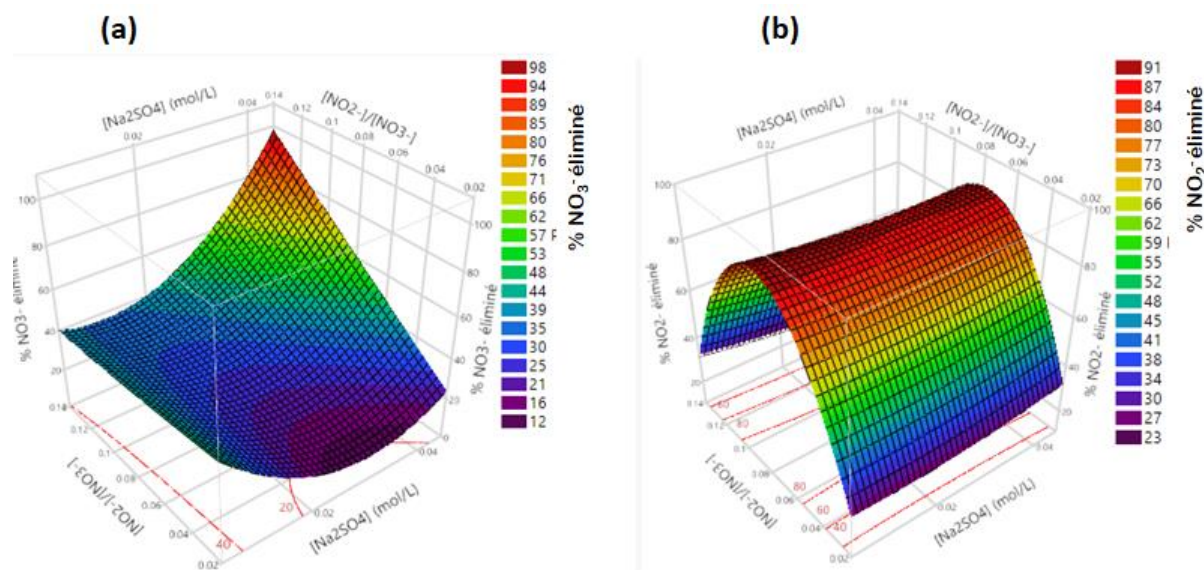


Figure IV.12: Effet interactif de $[\text{Na}_2\text{SO}_4]$ et le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ sur l'efficacité d'élimination du NO_3^- et NO_2^- , (a) pour NO_3^- , (b) pour NO_2^-

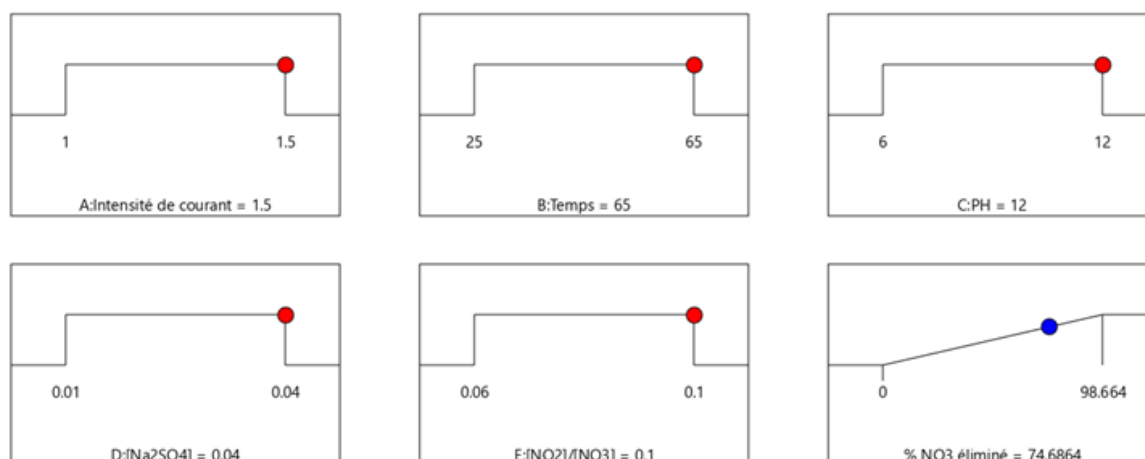
IV.4. OPTIMISATION DES VARIABLES OPERATOIRE POUR % DE NO_3^- ELIMINE ET % DE NO_2^- ELIMINE

La figure IV.13 met en évidence les conditions optimales déterminées par le modèle MSR pour maximiser l'élimination des nitrates (NO_3^-) et des nitrites (NO_2^-) via le procédé d'électrocoagulation.

Pour NO_3^- une efficacité maximale de 74,6864 % a été atteinte sous les conditions optimales : une intensité de courant de 1,5 A, un temps de traitement de 65 minutes, un pH de 12, une concentration de Na_2SO_4 de 0,04 mol/L, et un rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ égal à 0,1 comme a été montré dans la figure IV.13.(a).

Pour figure IV.13. (b), l'efficacité maximale de 95,53% a été obtenue dans des mêmes valeurs optimale que NO_3^- d'intensité du courant, temps, pH (1.5 A, 6 min, et 12) respectivement tandis qu'une valeur optimale de 0.079 pour le rapport $[\text{NO}_2^-]/[\text{NO}_3^-]$ et de 0.01mol/L pour la concentration d'électrolyte Na_2SO_4

(a)



(b)

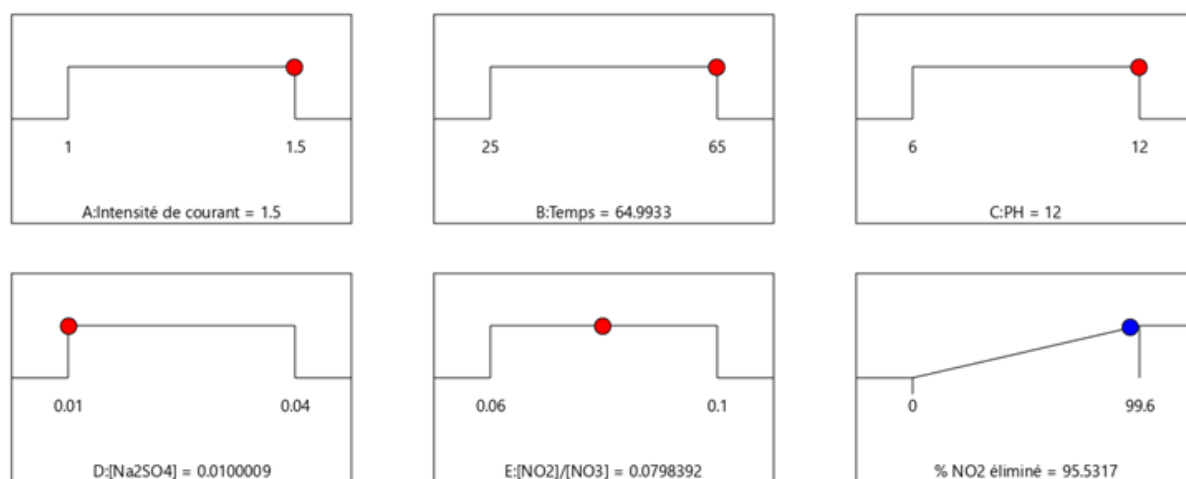


Figure IV.13 : Conditions optimales obtenues du modèle MSR : (a) pour % NO_3^- éliminé. (b) pour % NO_2^- .

IV.4.1. CONSOMMATION D'ENERGIE

La consommation d'énergie dans le procédé d'électrocoagulation pour l'élimination de NO_3^- et NO_2^- est calculée dans les conditions optimales obtenus selon l'équation (éq II.18: $E_{\text{consommé}} = (U \cdot I \cdot t)/V$). Dans volume de travail 500 ml et voltage appliqué de 12V avec des mêmes valeurs optimales de l'intensité du courant de 1.5 A et temps de 65 min pour NO_3^- et NO_2^- donc l'énergie consommée a été la même de **39 kWh/m³** pour l'élimination des nitrates et nitrites.

IV.4.2. Le rendement anodique

Le rendement anodique est crucial dans l'électrocoagulation pour mesurer l'efficacité de production d'ions métalliques par l'anode. Un rendement anodique élevé améliore l'efficacité globale du processus, tandis que des facteurs tels que la corrosion ou les réactions indésirables peuvent le réduire. Il est essentiel de maintenir un rendement anodique optimal pour une coagulation efficace.

Le rendement faradique (anodique) est donné par la relation (éq.II.17 : $R_{anode} = \frac{m_{exp}}{m_{thé}} \cdot 100$).

La masse théorique :

$$m_{thé} = \frac{I.t.M}{n.f} \dots \dots \dots (IV.4)$$

La masse expérimentale anodique :

$$m_{exp} = m_1 - m_2 \dots \dots \dots (IV.5)$$

$$m_{exp} = 4,8841 - 4,7236 = 0,1605g$$

$$m_{thé} = \frac{12 \cdot 65 \cdot 60 \cdot 27}{3 \cdot 96500} = 4,3647g$$

✓ Le Rendement anodique :

$$R_{anode} = \frac{0,1605}{4,3647} \cdot 100$$

$$R_{anode} = 3,677 \%$$



CONCLUSION GENERALE

En conclusion, la technique d'électrocoagulation s'est révélée comme une solution prometteuse pour le traitement de la pollution azotée dans les eaux souterraines, en particulier dans les zones agricoles où l'accumulation excessive de nitrates (NO_3^-) et de nitrites (NO_2^-), due à l'usage intensif des engrais et au rejet non contrôlé des eaux usées, constitue une menace sérieuse pour la santé publique.

À travers les expériences réalisées avec des électrodes en aluminium et l'application d'un plan d'expériences de type Central Composite Design (CCD), dans le cadre de la méthodologie de réponse de surface, il a été démontré que l'élimination des nitrates peut atteindre des taux très élevés, dépassant 98 %, dans des conditions optimales.

Les conditions optimales obtenues à partir du modèle NSR pour l'élimination maximale des nitrates (NO_3^-) ont été déterminées comme suit : une intensité de courant de 1,5 A, un temps de réaction de 65 minutes, un pH de 5, une concentration en Na_2SO_4 de 0,04 mol/L et une concentration initiale en NO_3^- de 27,4666 mg/L. Ces paramètres ont permis d'atteindre un rendement d'élimination de nitrates dépassant 98 %, confirmant ainsi l'efficacité du procédé d'électrocoagulation dans les conditions expérimentales optimales.

Les performances ont été fortement influencées par les paramètres tels que le pH, le temps de réaction, l'intensité du courant et la concentration en Na_2SO_4 .

En revanche, l'élimination des nitrites a montré une stabilité remarquable, avec des rendements élevés mais aussi sensible aux variations des conditions opératoires. Cette stabilité peut être expliquée par plusieurs hypothèses :

La nature chimique du NO_2^- le rend moins réactif au processus de coagulation, il peut être sujet à des réactions concurrentes ou à une reconversion en NO_3^- , ou encore,

Son faible ratio initial dans les solutions testées rend son comportement moins observable statistiquement.

Pour surmonter cette limite, il est suggéré de combiner l'électrocoagulation avec d'autres procédés tels que l'oxydation avancée (AOP) ou la dénitrification biologique ou encore d'optimiser la composition des électrodes en adoptant des matériaux hybrides (Al-Fe, Al-Cu).

De plus, l'introduction de nouveaux paramètres dans le modèle expérimental, tels que la température, l'oxygène dissous ou la présence d'ions interférents, pourrait améliorer la compréhension des mécanismes d'élimination du NO_2^-

Ainsi, cette étude confirme le potentiel de l'électrocoagulation comme méthode efficace et économiquement viable pour l'élimination des nitrates dans les eaux souterraines, tout en soulignant la nécessité d'une approche intégrée pour traiter efficacement l'ensemble des composés azotés et garantir une qualité d'eau conforme aux normes sanitaires.



**LISTE
DES
RÉFÉRENCES**

- [1]: Spalding, R. F., & Exner, M. E. (1993). Occurrence of nitrate in groundwater—a review. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 392–402.
- [2]: Majumdar, D. (2003). Health effects of nitrate contamination in groundwater: A review. *Environmental Health Perspectives*, 31(4), 189–199.
- [3]: World Health Organization (WHO). (2017). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed., incorporating the 1st addendum). Geneva: World Health Organization.
- [4] : Spalding, R. F., & Exner, M. E. (1993). Occurrence of nitrate in groundwater—a review. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 392–402.
- [5] : Données sur l'eau : confirmation des défaillances de l'Onema Sites Internet et articles / Corrélat.
- [6] : Encyclopédie. (2006). L'eau. Edition. Encarta
- [7] : Copin-Montégut G. (1996). Chimie de l'eau de mer, Institut Océanographique
- [8] Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9e éd.). Dunod..
- [9]: Brown E., Colling A., Park D., Phillips J., Rothery D. et Wright J. (1997). Seawater: Its composition, properties and behaviour, The Open University, Second edition.
- [10]: Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9e éd.). Dunod.
- [11]: Benner R., Biddanda B., Black B. et McCarthy M. (1997). Abundance, size distribution, and stable carbon and nitrogen isotopic compositions of marine organic matter isolated by tangential-flow ultrafiltration, *Marine Chemistry* 57 243-263.
- [12]: Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9e éd.). Paris: Dunod.
- [13]: Chapman, D. (1996). Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring (2nd ed.). E & FN Spon.
- [14] : Ransom B., Shea K. F., Burkett P. J., Bennett R. H. et Baerwald R. (1998). Comparison of pelagic and nepheloid layer marine snow: implications for carbon cycling, *Marine Geology* 150
- [15] : DEGREMONT, «Mémento technique de l'eau », Deuxième édition Tom1, (2005). 3950
- [16] : United Nations Environment Programme (UNEP). (2003). Rainwater harvesting: A lifeline for human well-being. UNEP.

- [17] : Custodio, E., & Llamas, M. R. (1983). Hydrogeology of groundwater resources. UNESCO.
- [18] : Tebbutt, T. H. Y. (1998). Principles of water quality control (5th ed.). Butterworth-Heinemann.
- [19] : World Health Organization (WHO). (2017). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). Geneva: WHO Press.
- [20] : WHO. (2008). Guidelines for drinking-water quality: Rainwater harvesting. Geneva: WHO Press.
- [21] : Greenlee, L. F., Lawler, D. F., Freeman, B. D., Marrot, B., & Moulin, P. (2009). Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. *Water Research*, 43(9), 2317–2348.
- [22] : A.KHADRAOUI, S .TALEB, « Qualité des eaux dans le sud algérien (potabilité pollution et impact sur le milieu) », (2008).
- [23] : Dégrément, « Mémento technique de l'eau », Première édition, (1952).
- [24] : A. Dupont, Hydrologie-captage et traitement des eaux, HYDRAULIQUE, Tome 1, Ed 5, Paris (1981).
- [25] : H.TARDATH et J.P.BEAUDRY, « chimie des eaux, les griffons d'argile », (1984).
- [26] : Henri Roque, « Fondement théorique du traitement chimique des eaux » vol. I et II, technique et documentation, Lavoisier, Paris (1990).
- [27] : World Health Organization (WHO). (2017). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). Geneva: WHO Press.
- [28] : (Attia. A, Ghezali. L, analyses physico-chimiques et bactériologiques de l'eau du barrage "AIN ZADA" Bordj Bou Arreridj, Master, Analyses et contrôles qualité des denrées alimentaires , Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi B.B.A,(2015).)
- [29] : (Bouziani . M, l'eau de la pénurie l'eau de la pénurie aux maladies , Ibn -khaldoun,Oran, Algérie, (2000).)
- [30] :Pesson. P, La Pollution des eaux continentales : Incidences sur les biocénoses aquatiques (Géobiologie, écologie, aménagement) , Gauthier-Villars, Paris, (1976).
- [31] :Galaf. F, Ghannam. S, Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin , ingénieur d'état : Université Hassan II Rabat, Royaume du MAROC, (2003).
- [32]: Fetter, C. W. (1999). Contaminant Hydrogeology (2nd ed.). Prentice Hall.
- [33]: Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau – Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9^e éd.). Dunod.

- [34]: Fayolle, F. (1997). Pollution des eaux : Origines et effets. Éditions TEC & DOC.
- [35]:Zeghoud. M, Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra, Master : Université D'EL–OUED, (2013/2014).
- [36] : Mayet, 1994; Leveque, 1996; Ramade, 2005
- [37] : Vilagines, 2003
- [38] : Petolon & Zysman, 1998
- [39] : (Mayet. J, La pratique de l'eau, Traitements aux points d'utilisation ,2ème Edition, le Moniteur, Paris, (1994).)
- [40] :(VILAGINES, 2003).
- [41] :(LEVEQUE, 1996).
- [42] :(PETOLON ET ZYSMAN, 1998).
- [43] :(SEGHIR, 2008).
- [44] : (d'après Viennot, 2009)
- [45] :(RAMADE, 2005).
- [46] :BENNANA. M, Étude de la pollution de l'eau et du littoral du lac de Hassi ben Abdellah , Master : Université Kasdi Marbah Ouargla, 2012 /2013. Annaba,(2017)
- [47] :(Zeghoud, 2013/2014).
- [48] : Bazine, N et Bourenane, A.: Evaluation de la qualité bactériologique des eaux de l'oued Messida (Parc National d'El Kala, et d'El-Taref). Mémoire de master, Université 08Mai 1945, Guelma, (2011) p17-18
- [49] : Rodier, J.: L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer . Paris,7ème édition, Dunod (1999)
- [50]: L'analyse de l'eau – Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9^e éd., Dunod
- [51]:Cheremisinoff, Biotechnology for waste and wastewater treatment. New Jerzey, USA,Noyes Publications, (1996), p 231.
- [52]: hatnagar, A., & Sillanpää, M. (2011). A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. Chemical Engineering Journal, 168(2), 493–504
- [53] : Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Chambon, P., Champsaur, H., & Rodi, L. (2009). L'analyse de l'eau – eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (9^e éd.). Dunod.
- [54]:World Health Organization. (2022). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. WHO. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
- [55]: Barbier, G., & Pauss, A. (2012). Biologie et microbiologie de l'épuration des eaux. Tec & Doc Lavoisier.

- [56] V. Dongen U, J. MSM, V. Loosdrecht MCM (2001 b) The SHARO Nanammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*. 44 (1): 153-160.
- Charles –Edouard Fusari, Réalisation et optimisation d'un dénitrificateur autotrophe à l'Aquarium de La Rochelle, (2007).
- [57]: A. Darbi, T. Viraraghavan, R. Butler, D. Corkal, Column studies on nitrate removal from potable water, *Water, Air, and Soil Pollution*, (2003), 150, 235–254
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4th ed.). McGraw-Hill
- [58] : V. Laforest, J. Bourgois & R. Hausler, Traitements physico-chimiques des déchets industriels liquides, *Technique de l'ingénieur*, TI-g2070, (2010).
- [59] : J. BERLAND et C. JUERY, Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau, DOCUMENT TECHNIQUE, (Décembre 2002)
- [60] : Bertrand gonthiez, Utiliser l'eau de pluie 2008, ISBN : 978-2-212-12679-2
- [61] : Nafaa, R., Djehiche, C., & Moulay, S. (2016). L'osmose inverse comme procédé de traitement des eaux polluées par les nitrates : Application à une eau de forage. *Journal Algérien des Régions Arides*, 16(2), 75–85
- [62] : J. P. Brun, Procédés de séparation par membranes. Edition Masson, Paris, (1998).
- R. Audinos, Séparations électrochimiques – Électrodialyse P1825, *Technique de l'ingénieur*.
- [63]: alek, P., Schulte-Herbrüggen, H. M. A., & Ortiz, J. M. (2016). Clean water from clean energy: Decentralised drinking water production using wind energy powered electrodialysis. In: M. A. Latifi (Ed.), *Wind Energy Engineering* (pp. 447–469). Springer
- [64] : (selon Koparal et Ögütveren, 2002)
- [65] : Adapté de Bard
- [66] : ust, R., Nerut, J., Kasak, K., & Mander, Ü. (2020). *Enhancing Nitrate Removal from Waters with Low Organic Carbon Concentration Using a Bioelectrochemical System—A Pilot-Scale Study*. *Water*, 12(2), 516
- [67] : Bard, A. J., & Faulkner, L. R. (2001). *Electrochemical Methods: Fundamentals and Applications* (2nd ed.). Wiley.
- [68]: M.Y.A. Mollah et al. / *J. Hazard. Mater.*, B114 (2004) 199–210 A. E. Yilmaz et al. / *J. Hazard. Mater.* 17 (2005) 160-165.
- [69] : P. K. Holt et al. / *Chemosphere*, 59(3) (2004) 355-367.
- [70] : M. Kobya et al. / *J. Hazard. Mater.*, 100 (2003) 163–178..

- [71] :M.BENNAJAH. (2007). Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift. . Thèse de DOCTORAT, École doctorale : Mécanique, énergétique, génie civil, procédés.
- [72] : Chawaloeshosiya, T., Chayasirinukool, S., Kiatkittipong, K., & Wongsuchoto, P. (2015). Modeling of electrocoagulation for the removal of oil from wastewater using aluminum electrodes. *Environmental Engineering Research*, 20(4), 353–360.
- [73] :R.FRIOUI, D.GHELLAB. (2022). Etude comparative de l'efficacité du traitement des eaux usées par boues activées et électrocoagulation. Mémoire de Master. Université 8 Mai 1945.
- [74] :M.MOLLAH, Y.MORKOVSKY, P.GOMES ; et al. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1-3), 199-210.
- [75] :I.ZONGO. (2009). Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Autre. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2009. Français. NNT : 2009INPL066N. tel-01748733.
- [76] : Emamjomeh, M. M., & Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1663–1679.
- [77] : Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29–41.
- [78] : mamjomeh, M. M., & Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1663–1679
- [79] : epsäläinen, M. (2012). Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. *VTT Science 19*, VTT Technical Research Centre of Finland
- [80] :N.FAYAD. (2017). Mise en œuvre du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usée et pour la séparation et la purification de milieux biologiques. . Thèse de DOCTORAT, École doctorale sciences pour l'ingénieur de CLERMONTFERRAND
- [81] :N.FAYAD. (2017). Mise en œuvre du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usée et pour la séparation et la purification de milieux biologiques. . Thèse de DOCTORAT, École doctorale sciences pour l'ingénieur de CLERMONTFERRAND
- [82] :doctorale : Mécanique, énergétique, génie civil, procédés.

- [83] :M.BENNAJAH. (2007). Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift. . Thèse de DOCTORAT, École
- [84] :D.AIDAOUI, A.KOUADRI. (2018). DEGRADATION D'UN COLORANT LE GENTIANE VIOLET PAR LA TECHNIQUE DEL'ELECTROCOAGULATION. Mémoire de Master. Université A. M. OULHADJ – Bouira.
- [85] : mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., & Cocke, D.L. (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, B84, 29–41.
- [86] : (Acharya et al. 2018)
- [87] : (RAYMOND H et al., 2016)
- [88] :(Suliman, 2017)
- [99] : (Khoder, 2011) .
- [100] :(Nair et al., 2014)
- [101] : (Goupy et al., 2006)
- [102] :(Karam, 2004)
- [103] :(Acharya, Sharma, and Khandegar 2021)