



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire



وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة الشاذلي بن جديد – الطارف
Université Chadli Bendjedid – El Tarf
كلية العلوم والتكنولوجيا
Faculté des Sciences et de la Technologie
قسم الكيمياء
Département de Chimie

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine : Sciences de la matière

Filière : Chimie

Spécialité: Chimie Analytique

Thème

Elimination d'un colorant alimentaire
"Tartrazine" par électrocoagulation.

Présenté par:

LOUCHI Seif Eddine

Devant le Jury :

Dr. ZEGGAR Mehdi	MCB	Univ Chadli Bendjedid El Tarf	Président
Dr. AITBARA Adel	MCB	Univ Chadli Bendjedid El Tarf	Rapporteur
Dr. NECIB, Anissa	MCB	Univ Chadli Bendjedid El Tarf	Examinatrice

Année Universitaire 2019-2020

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier :

- Avant tous, Dieu le tout puissant d'avoir guidé durant toutes ces années, en donnant la santé, la force, la patience et la volonté.
- J'aimerais également remercier particulièrement mes parents qui m'ont donné la force de travailler, aussi pour leur patience et leurs encouragements.
- Monsieur AITBARA Adel (Enseignant au département de chimie, Université Chadli Bendjedid, El Tarf) d'avoir accepté mon encadrement, de sa gentillesse et sa qualité humaine.
- Monsieur ZEGGAR Mehdi d'avoir fait l'honneur de présider ce jury.
- Madame : NECIB Anissa d'avoir acceptée d'examiner cette modeste contribution.
- Toute ma promotion.
- Toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à réaliser ce travail.
- Ainsi merci à tous mes proches d'avoir contribué à l'élaboration de ce mémoire.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

- A mes chers parents, pour tous leurs sacrifices, leur amour, leur tendresse, leur soutien et leurs prières tout au long de mes études,
- A mes chères sœurs **SARA** et **NAWEL** pour leurs encouragements permanents, et leur soutien moral,
- A mes chers frères, **MOUAD** et **SABER** pour leur appui et leur encouragement,
- A toute ma famille pour leur soutien tout au long de mon parcours universitaire,

Liste des abréviations

EC : Electrocoagulation

ERU : Eaux résiduaires urbaines

ERI : Eaux résiduaires industrielles

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

pH : Le potentiel d'hydrogène

DCO : La demande chimique en oxygène

M.E.S : Les matières en suspension

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène

CaCl₂ : Chlorure de calcium

CaF₂ : Fluorure de calcium

SiO₂ : Dioxyde de silicium

POA : Procédés d'oxydation avancée

TiO₂ : Dioxyde de titane

COT : Carbone organique total

TDS : Taux de solides dissous

TAC : Taux alcalimétrique complet

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

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

I : intensité du courant imposé (A).

t : durée d'électrolyse (s).

M : poids moléculaire de l'élément considéré (g.mol⁻¹).

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

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

m.exp: masse expérimentalement formée par la pesée de l'anode

m thé : masse théorique donnée par la loi de Faraday

m₁ : la masse de l'anode avant l'essai d'électrocoagulation

m₂ : la masse de l'anode après l'essai d'électrocoagulation

E: énergie consommée (KW.h)

U: tension d'électrolyse (volt)

I: intensité de courant (A)

tEC: temps d'électrolyse(h)

V: volume de l'eau usée traitée (m³).

Al (OH)₃ : Hydroxyde d'aluminium

NaCl : Chlorure de sodium

HCO₃⁻ : Bicarbonate

SO₄²⁻ : Sulfate

Liste des figures

N°	Titre	Page
Figure II.1	Principe du procédé d'électrocoagulation.	19
Figure III.1	Montage expérimental d'EC.	31
Figure III.2	Spectre du colorant étudié.	32
Figure III.3	Essais de stabilité ou de conservation des colorants dans le temps.	33
Figure III.4	Courbes d'étalonnage du colorant étudié.	34
Figure III.5	Effet du temps d'électrolyse sur la réduction de la coloration.	35
Figure III.6	Evolution du pH au cours du traitement d'EC.	35

Liste des Tableaux

N°	Titre	Page
Tableau I.1	Paramètres de pollution de différents rejets industriels.	09
Tableau II.1	Demande d'aluminium et consommation d'énergie pour éliminer les polluants de l'eau.	23
Tableau III.1	Principaux groupes chromophores et auxochromes.	27
Tableau III.2	Classification des colorants.	28
Tableau III.3	Quelques données sur le colorant étudié (Tartrazine).	29
Tableau III.4	Quelques caractéristiques du colorant étudié.	32

SOMMAIRE

SOMMAIRE

Introduction Générale	01
 Chapitre I : Généralités sur la pollution des eaux	
I.1. Classification des eaux.....	02
I.1.1. Eaux souterraines.....	02
I.1.2. Eaux de surface.....	03
I.1.3. Eaux usées.....	04
I.1.3.1. Eaux résiduaires urbaines (ERU).....	04
I.1.3.2. Eaux résiduaires industrielles (ERI).....	04
I.2. Origine de pollution.....	05
I.2.1. L'agriculture.....	05
I.2.1.1. Les pesticides.....	05
I.2.1.2. Les matières organiques.....	05
I.2.1.3. Le phosphore.....	05
I.2.1.4. Les nitrates.....	05
I.2.1.5. Les compléments alimentaires et les antibiotiques.....	06
I.2.2. L'industrie.....	06
I.2.3. La médecine.....	06
I.3. Paramètres d'évaluation de la pollution.....	07
I.3.1. Paramètres organoleptiques.....	07
I.3.1.1. La couleur.....	07
I.3.1.2. L'odeur.....	07
I.3.2. Paramètres physico-chimiques.....	07
I.3.2.1. La température.....	07
I.3.2.2. Le potentiel d'hydrogène (pH).....	08
I.3.2.3. La demande chimique en oxygène (DCO).....	08
I.3.2.4. L'oxygène dissous.....	08
I.3.2.5. Les matières en suspension (M.E.S).....	08
I.3.2.6. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	08
I.3.3. Paramètres complémentaires.....	09

I.3.3.1. Le phosphore.....	09
I.3.3.2. Azote.....	09
I.3.3.3. Les métaux lourds.....	10
I.4. L'impact sur la santé et l'environnement.....	10
I.5. Normes et réglementation.....	10

Chapitre II : Procédés de traitement des eaux

II.1. Précipitation chimique.....	11
II.1.1. Précipitation des métaux.....	11
II.1.2. Élimination des fluorures.....	12
II.1.3. Élimination des phosphates	12
II.2. Coagulation-floculation.....	12
II.3. Décantation-Flottation.....	13
II.4. Traitements de séparation et concentration par membranes.....	14
II.4.1. Différents procédés de séparation membranaire.....	14
II.4.1.1. Procédés à transfert électrique.....	14
II.4.1.2. Procédés à gradient de concentration.....	15
II.4.1.3. Procédés à gradient de température.....	15
II.4.1.4. Procédés à gradient de pression.....	15
II.5. Échange d'ions.....	15
II.6. Adsorption.....	16
II.7. Procédés d'oxydation avancée.....	17
II.8. Procédés biologiques.....	17
II.9. Electrocoagulation.....	18
II.9.1. Théorie de l'électrocoagulation.....	18
II.9.2. Principe du procédé d'électrocoagulation.....	19
II.9.3. Lois d'électrolyse	21
II.9.4. Facteurs affectant l'électrocoagulation.....	22
II.9.4.1. Densité du courant.....	22
II.9.4.2. Présence de sels.....	23
II.9.4.3. pH.....	23

II.9.4.4. Température.....	24
II.9.4.5. La conductivité.....	24
II.9.4.6. La distance entre électrodes.....	25
II.9.5. Avantage et inconvénient de l'électrocoagulation.....	25
II.9.5.1. Avantages.....	25
II.9.5.2. Inconvénients	26

Chapitre III : Méthodologie, Résultats et Discussion

III.1. Matériels et Méthodes.....	27
III.1.1. Données sur les colorants.....	27
III.1.1.1. Définitions.....	27
III.1.1.2. Classification des colorants.....	28
III.1.2. Données sur les colorants azoïques.....	28
III.1.3. Données sur le colorant employé (Tartrazine).....	29
III.1.4. Préparation des solutions et analyses du colorant.....	30
III.1.5. Équipement et conditions opératoires du traitement par EC.....	30
III.2. Résultats et discussion.....	31
III.2.1. Données analytiques sur le colorant étudié.....	31
III.2. 2. Etablissement de la courbe d'étalonnage du colorant étudié.....	33
III.2.3. Résultats de l'optimisation du traitement des colorants par EC.....	34
III.2.3.1. Influence du temps d'électrolyse sur le traitement du colorant par EC.....	34
Conclusion Générale	36
Références bibliographiques	37

INTRODUCTION GENERALE

Depuis toujours l'eau, matière indispensable à la vie, est indissociable de l'activité humaine.

Le rejet des eaux usées chargées en substances polluantes dans l'environnement, sans aucun traitement préalable est un motif de préoccupation croissant compte tenu des effets indésirables qu'elles peuvent engendrer sur la santé humaine, la flore et la faune. Cependant, l'homme n'a jamais cessé de rechercher des moyens efficaces pour dépolluer ses multiples rejets. Selon la nature et l'importance de la pollution, différents procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des rejets industriels et urbains [1].

Cette pollution est due au rejet de certains composés chimiques dangereux peu ou non biodégradables (hydrocarbures, composés phénoliques, métaux lourds, colorants, insecticides...) par différentes industries : chimiques, textiles, tannerie, agroalimentaires, pharmaceutiques.... etc. L'impact de ces effluents d'origine industrielle, urbaine sur la faune et la flore est très néfaste. Une sensibilisation des acteurs socio-économiques et du public, accompagnée d'une sévère réglementation en rapport avec les rejets, contribueraient à lutter contre cette dérive et permettraient ainsi de sauvegarder ce qui peut encore l'être [2].

De nombreuses méthodes et techniques de dépollution de l'eau sont développées au cours de ces dernières années. Parmi ces techniques, nous citons les procédés de précipitation chimique, la coagulation floculation, la décantation, la flottation, l'échange d'ion, l'adsorption, les procédés membranaires et les procédés d'oxydation avancés.

le présent travail vise à étudier l'élimination d'un colorant alimentaire (tartrazine) par un procédé électrochimique d'électrocoagulation (EC) en utilisant des électrodes en aluminium, les expériences ont été effectuées sur des échantillons d'eaux synthétisés avec du colorant en poudre, l'essai de stabilité ou de conservation du colorant dans le temps a montré que l'échantillon garde son intensité de coloration ($Abs = 425$) durant les 20 jours sous les conditions de pression et de température. Le test d'électrocoagulation en mode fermé et en recirculation, a permis de déterminer l'efficacité du traitement (>99% d'élimination de la coloration) avec les électrodes employés (aluminium).

CHAPITRE I

Généralités sur la pollution des eaux

La pollution des eaux correspond à tout fait susceptible de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques, qu'ils s'agissent des eaux superficielles, souterraines ou des eaux de mers. Les eaux usées quelle que soit leur origine, sont généralement chargées en éléments indésirables, qui selon leur quantité et leur composition, représentent un danger réel pour les milieux récepteurs et leurs utilisateurs. L'élimination de ces éléments toxiques exige de concevoir une chaîne de traitement. Toute fois, avant de concevoir tout procédé d'épuration, il est impératif de caractériser l'effluent à traiter, quantitativement et qualitativement.

I.1. Classification des eaux

La classification des eaux diffère d'une référence à une autre, quelques uns les classifient suivant l'origine ; quelques auteurs parlent même des eaux de pluies, certains autres s'intéressent à l'utilisation des eaux.

I.1.1. Eaux souterraines

Les eaux souterraines proviennent de l'infiltration des eaux de pluie dans le sol. Celles-ci s'insinuent par gravité dans les pores, les microfissures et les fissures des roches, humidifiant des couches de plus en plus profondes, jusqu'à rencontrer une couche imperméable. Là, elles s'accumulent, remplissant le moindre vide, saturant d'humidité le sous-sol, formant ainsi un réservoir d'eau souterraine appelé aquifère. La nappe chemine en sous-sol sur la couche imperméable, en suivant les pentes, parfois pendant des dizaines voire des centaines de kilomètres, avant de ressortir à l'air libre, alimentant une source ou un cours d'eau. Les nappes souterraines fournissent ainsi presque le tiers du débit total de tous les cours d'eau de la planète, soit environ 12 000 kilomètres cubes d'eau par an [3].

Les nappes d'eaux souterraines peuvent être de deux types selon qu'elles circulent sous une couche perméable ou non. Les nappes situées sous un sol perméable sont dites libres. Au-dessus de la nappe en effet, les pores du terrain perméable ne sont que partiellement remplis d'eau, le sol n'est pas saturé, et les eaux de pluie peuvent toujours l'imprégner davantage. Aussi, le niveau de la nappe peut-il monter ou baisser à son aise. De telles nappes peuvent donc contenir des volumes d'eau variables. C'est le cas notamment des nappes d'accompagnement des rivières.

En revanche, les nappes situées entre deux couches imperméables sont dites captives car leur niveau ne peut monter, l'eau ne pouvant s'insinuer dans un sol imperméable. Ces nappes n'ont qu'un lien ténu avec la surface par où elles sont alimentées et qui correspond à la

zone où la couche perméable affleure. De telles nappes se renouvellent donc plus lentement que les nappes libres. Elles sont en général profondes, quelques centaines de mètres et plus, et si leur pente est forte, l'eau y est sous pression.

La pression est même parfois suffisante pour que le creusement d'un puits permette à l'eau de jaillir en surface : une telle nappe est alors dite artésienne. Les eaux souterraines cheminent à des vitesses très différentes qui dépendent de la nature des sols : plus la taille des porosités du sol est grande, plus la vitesse est rapide.

Dans les régions karstiques, les eaux de pluie s'engouffrent rapidement par les fissures et les avens et circulent à grande vitesse dans les galeries souterraines (jusqu'à quelques centaines de mètres par heure). Les eaux souterraines forment alors de véritables lacs et rivières souterrains, les lacs pouvant avoir jusqu'à 100 mètres de long et les rivières parcourir jusqu'à 10 kilomètres en souterrain [3].

Mais le plus souvent, le périple souterrain des eaux de pluie prend du temps : dans les régions constituées de calcaire ou de granite peu fissuré, de craie, de sable ou d'alluvions, leur infiltration est lente (quelques mètres par an dans les sables fins). L'eau remplit progressivement les moindres interstices, les pores de la craie, les petites fissures des granites ou des calcaires durs, ou encore les vides laissés entre les grains de sable ou de graviers. Les nappes ainsi formées ne sont jamais des étendues d'eau libre, mais des couches de terrain saturées d'eau. Leur écoulement est paresseux et les distances parcourues peuvent être très longues. Ce lent voyage permet au flux de l'eau de se régulariser, et aux nappes d'alimenter de manière régulière les cours d'eau, malgré le caractère erratique des pluies. Même en période de sécheresse, elles peuvent parfois continuer à ravitailler les cours d'eau pendant des années. Les eaux souterraines ont donc un rôle de régulation extrêmement important. Ce sont elles qui alimentent ce que l'on appelle le " débit de base " des cours d'eau ou débit d'étiage. Mais toutes les nappes ne sont pas d'aussi bonnes régulatrices du débit d'eau : les nappes libres en sont d'excellentes, contrairement aux nappes captives [3].

I.1.2. Eaux de surface

Ce type des eaux englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux sont le siège, dans la plupart des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés dedans et de l'importante surface de contact

avec le milieu extérieur. C'est à cause de ça que ces eaux sont rarement potables sans aucun traitement [4].

I.1.3. Eaux usées

L'utilisation des eaux engendre un nouveau produit appelé effluent ou eau usée. Les problèmes liés aux eaux usées sont aussi anciens que ces eaux elles mêmes et ils s'aggravent suivant la croissance démographique, l'amélioration de la qualité de vie des populations et le développement des activités industrielles.

Les eaux usées se divisent en deux grandes catégories : les eaux résiduaires urbaines (ERU) et les eaux résiduaires industrielles (ERI) [4].

I.1.3.1. Eaux résiduaires urbaines (ERU)

Les eaux résiduaires urbaines (ERU) regroupent les eaux ménagères, les eaux vannes et les eaux de ruissellement. La composition et les caractéristiques d'une eau résiduaire urbaine sont peu variables par rapport aux eaux usées industrielles [4].

I.1.3.2. Eaux résiduaires industrielles (ERI)

Les caractéristiques des eaux usées industrielles subissent des grandes variations, elles dépendent d'une multitude de paramètres type de l'industrie, production, nettoyage,..., les différentes étapes du procédé industriel, l'état des appareils,... Par ailleurs, il existe des caractéristiques communes entre les effluents de la même industrie.

En termes de volume et type de polluants, les effluents industriels présentent le plus souvent une charge importante et un risque de dysfonctionnement structurel et fonctionnel des réseaux d'assainissement et des dispositifs de traitement des eaux usées. Ces risques sont d'autant plus grands que les industries sont localisées en amont du réseau d'assainissement.

Les principaux polluants transitant dans les eaux usées d'origine industrielle sont [4]:

- Les métaux toxiques,
- Les toxines organiques,
- Les matières colorées,
- Les huiles et graisses,
- Les sels,
- La pollution organique.

I.2. Origine de pollution

I.2.1. L'agriculture

Au début des années 1960, les agriculteurs ont eu recours à l'agriculture intensive, avec pour conséquence la pollution des eaux des sols par de fortes concentrations en azote, phosphore, pesticides et microorganismes [5].

I.2.1.1. Les pesticides

Les pesticides d'origine agricole les plus souvent quantifiés sont les herbicides. Bien que moins fréquente que celle des herbicides, une présence significative d'insecticides et de fongicides utilisés en traitement de grandes cultures est mise en évidence dans l'eau des rivières [5].

I.2.1.2. Les matières organiques

Les déjections animales, issues de l'élevage, contiennent des matières organiques, matières azotées et phosphore pouvant poser des problèmes de pollution des eaux superficielles et souterraines dans les zones d'élevage intensif. Les rejets de bactéries dans l'environnement sont limités par les pratiques agricoles qui consistent à stocker le lisier dans des fosses. Lorsque les conditions d'épandage sont respectées, ces rejets sont bien absorbés par l'environnement. Toutefois, certains peuvent perdurer des semaines, voire des mois dans l'environnement et en zone d'élevage intensif. Le risque de détecter des microorganismes pathogènes dans les rivières peut alors être important [5].

I.2.1.3. Le phosphore

Élément limitant de la croissance des plantes, il est le principal facteur de l'eutrophisation et de la détérioration de la qualité des eaux. De très faibles teneurs en phosphore (quelques dizaines de mg/l) peuvent constituer un polluant dangereux. Le phosphore est apporté par l'agriculture sous forme d'effluents d'élevage et d'engrais minéraux. L'usage de phosphore dans l'agriculture, lié à l'utilisation d'engrais, contribue ainsi à la pollution des eaux superficielles. Pourtant, la principale source de phosphore n'est pas l'agriculture, mais les eaux usées domestiques et l'industrie [5].

I.2.1.4. Les nitrates

La contamination de l'eau par les nitrates est un des principaux problèmes liés aux activités agricoles. 66% de la pollution aux nitrates est d'origine agricole, et seulement 12% est d'origine industrielle [5].

I.2.1.5. Les compléments alimentaires et les antibiotiques

Il y a, dans les sols, accumulation de métaux (cuivre, zinc) en provenance de l'alimentation des animaux d'élevage et des résidus d'antibiotiques utilisés contre les infections ou pour favoriser leur croissance. L'importance des rejets médicamenteux dans les eaux est mal connue aujourd'hui. Les traitements pour éliminer ces polluants sont complexes, onéreux et souvent difficiles à appliquer. Par conséquent, on s'oriente vers d'autres pratiques agricoles plus respectueuses de l'homme et de l'environnement comme l'agriculture « intégrée » ou « biologique » [5].

I.2.2. L'industrie

Une partie non négligeable des résidus de pesticides provient de la production industrielle de ces derniers et de l'utilisation de pesticides par les sociétés de chemins de fer, les services d'entretien des routes, les particuliers et les collectivités. L'azote présent dans l'eau ne provient pas uniquement de l'agriculture, même si celle-ci reste la source d'azote la plus importante. Les eaux usées industrielles contiennent également de l'azote, notamment les eaux rejetées par les fabricants d'engrais ou d'explosifs, les industries de traitements des métaux et les industries agro-alimentaires [5].

- Les effets directs : sur la santé humaine peuvent être dus à la toxicité élevée de polluants déversés dans les ressources en eau potable ou les eaux de baignade : métaux (mercure, chrome, plomb, cadmium, nickel), nitrates, pesticides.
- Les effets indirects : sur la santé humaine sont liés à la contamination des milieux aquatiques par des polluants peu biodégradables qui peuvent se stocker dans certains compartiments des écosystèmes et se concentrer ensuite dans les organismes vivants tout au long de la chaîne alimentaire : pollutions métalliques, produits phytosanitaires, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ces phénomènes s'observent pour des pollutions à faible dose se développant sur des durées importantes ou se cumulant sur des bassins importants.

I.2.3. La médecine

La consommation de médicaments n'a cessé de croître depuis plusieurs décennies dans les pays industrialisés. Or, des traces de médicaments ou de leurs dérivés ont été mesurées dans tous les milieux et sur tous les continents. Leur présence est avérée dans les eaux de surface, les eaux souterraines et résiduaires, les boues des stations d'épuration utilisées en épandage agricole et même dans l'eau potable. Des concentrations certes faibles, de quelques nano grammes par litre (ng/l) à quelques centaines de microgrammes par litre (µg/l).

L'origine de cette pollution est double. Elle provient, d'une part, des urines et des selles humaines - ainsi que de celles des animaux de compagnie - évacuées dans les eaux domestiques, où se retrouvent aussi des médicaments non utilisés dont une partie est directement jetée dans les toilettes ou les égouts. Elle résulte, d'autre part, des rejets de l'industrie chimique et pharmaceutique, des élevages industriels d'animaux et des piscicultures (antibiotiques et hormones de croissance), mais aussi des hôpitaux. Les rejets par les établissements de soin sont d'ailleurs particulièrement préoccupants car ils contiennent des anticancéreux et des produits radioactifs, des molécules toxiques, peu dégradées et persistantes dans l'environnement.

Or, les stations d'épuration n'ont pas été conçues pour éliminer la totalité des molécules pharmaceutiques... et certains composés ne se dégradent quasiment pas. A ce jour, aucun médicament ne figure dans la liste des polluants prioritaires à analyser dans l'eau potable [5].

I.3. Paramètres d'évaluation de la pollution

Les déversements polluants modifient profondément les composantes physico-chimiques, organoleptiques et biologiques des milieux aquatiques récepteurs ainsi que la biocénose aquatique. Le problème se posera dès qu'un rejet aura un effet sur la qualité de l'eau et le milieu récepteur ; si cet effet a des conséquences négatives, il s'agira d'une pollution [6].

I.3.1. Paramètres organoleptiques

I.3.1.1. La couleur

La coloration d'une eau peut être soit d'origine naturelle ; éléments métalliques, microorganismes liés à un épisode d'eutrophisation...etc., soit associée à la pollution (composés organiques colorés). Elle est donc très souvent synonyme de la présence des composés dissous [7].

I.3.1.2. L'odeur

Les eaux résiduaires industrielles se caractérisent par une odeur de moisi. Toute odeur est signe de pollution qui est due à la présence de matières organiques en décomposition [8].

I.3.2. Paramètres physico-chimiques

I.3.2.1. La température

Elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier O₂) dans l'eau ainsi que, la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques. La

température agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des microorganismes vivants dans l'eau [8].

I.3.2.2. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Sa valeur caractérise un grand nombre d'équilibre physicochimique. La valeur du pH altère la croissance des microorganismes existant dans l'eau (leur gamme de croissance est comprise entre pH= 5 et pH=9) [8].

I.3.2.3. La demande chimique en oxygène (DCO)

C'est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire qui correspond à la quantité des matières oxydables par oxygène renfermé dans un effluent. Elles représentent la plus part des composés organiques (détergents, matières fécales). Elle est mesurée par la consommation d'oxygène par une solution de dichromate de potassium en milieu sulfurique en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure II (complexant des chlorures), à chaud pendant 2h [9].

I.3.2.4. L'oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'environnement aqueux puisqu'il est le réactif limitant de la principale voie de dégradation de la pollution organique. Le dosage d'oxygène dissous est d'une importance principale dans les études portant sur la qualité des eaux. Les substances biodégradables consomment de l'oxygène, si bien que la détermination de sa teneur constitue une mesure indirecte du degré de pollution [7].

I.3.2.5. Les matières en suspension (M.E.S)

Les matières en suspension sont constituées par les solides en suspension dans l'eau. Ils proviennent des sources naturelles, d'effluents municipaux et industriels du ruissellement des terres agricoles et des retombés de matières atmosphériques en suspension [7].

I.3.2.6. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

L'oxydation des composés organiques biodégradables par les microorganismes entraîne une consommation d'oxygène ; le milieu exerce donc une certaine demande biochimique d'oxygène. La mesure de cette DBO₅ permet d'évaluer le contenu d'une eau en matières organiques biodégradables et donc, dans une certaine mesure, sa qualité ou son degré de pollution, représente la quantité d'oxygène consommée dans les conditions de l'essai, c'est-à-dire après incubation durant cinq jours à 20°C et dans l'obscurité par certains microorganismes présents dans l'eau [10].

Tableau I. 1: Paramètres de pollution de différents rejets industriels [11].

Origine	M.E.S. (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)
Eau potable	# 0	# 0
Eau usée urbaine	100 – 300	150 – 350
Laiterie – fromagerie	100 – 500	1000 – 5000
Abattoir	500 – 1500	1000 – 5000
Conserve de légumes	200 – 1000	200 – 1500
Brasserie	500 – 1000	500 – 1500
Raffinerie pétrole	50 – 100	150 – 500
Cokerie	500 – 1500	1500 – 2500
Distillerie (vinasse)	1500 – 5000	15000 - 40000
Sidérurgie	1000 – 3000	50 – 150
Pâte à papier	200 – 3000	100 – 1500

I.3.3. Paramètres complémentaires

I.3.3.1. Le phosphore

Le phosphore se trouve dans l'eau usée sous deux formes :

- Sels minéraux (ortho phosphates, poly phosphates) ;
- Composés organiques.

La présence des ortho phosphates dans les eaux naturelles est liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration.

Les poly phosphates sont utilisés dans de nombreuses unités industrielles et industries pharmaceutiques. Les poly phosphates peuvent être toxiques pour l'homme et sont considérés responsables des accidents cardiaques et vasculaires [12].

I.3.3.2. Azote

L'azote se présente sous diverses formes dans les eaux usées.

- Forme oxydée: azote nitreux (NO_2^-) et nitrique (NO_3^{2-}) ;
- Forme moléculaire: azote dissous N_2 ;
- Forme réduite: azote organique, NH_4^+ .

L'azote est l'un des éléments qui favorise la prolifération d'algues, par conséquent la réduction de sa teneur avant le rejet des eaux est plus que nécessaire [12].

I.3.3.3. Les métaux lourds

Les métaux lourds se trouvent dans les eaux usées urbaines à l'état de trace. Des concentrations élevées sont en général révélatrices d'un rejet industriel sans aucun doute. Leur présence est nuisible pour l'activité des micro-organismes donc perturbe le processus d'épuration biologique. Leur élimination se fait au cours de la phase de décantation, filtration du traitement [12].

I.4. L'impact sur la santé et l'environnement

Même à faibles doses, des perturbateurs endocriniens (médicaments, pesticides, rejets industriels) peuvent altérer la reproduction et le développement. Ainsi, les chercheurs voient apparaître dans de nombreux cours d'eau, des phénomènes de féminisation des mâles, ainsi qu'une sensibilité accrue aux agents infectieux, chez certaines espèces de poissons, de gastéropodes et de grenouilles. Par ailleurs, il ne faut pas isoler la problématique des médicaments de celle des autres polluants et l'exposition combinée à plusieurs perturbateurs endocriniens (bisphénol A, phtalates, PCB, pesticides) agissant en synergie, pourrait avoir un effet significatif sur la santé humaine. Enfin, l'impact des antibiotiques sur la prolifération de bactéries résistantes est également suspect [5].

I.5. Normes et réglementation

Devant la nécessité de protéger la santé de l'homme et son environnement et dans le but de faciliter la tâche des traiteurs d'eau, la qualité de l'eau a donc fait l'objet de définitions très précises sous forme de normes. La plupart des législations en matière d'eau viennent de subir des modifications radicales. Cette évolution est la conséquence d'un double phénomène : une meilleure connaissance des mécanismes de toxicité chronique et le gain de sensibilité et de reproductibilité des méthodes analytiques. Les normes de la Communauté Européennes (normes C.E.E.) relatives à la qualité des eaux, ainsi que les nouvelles normes de l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.) parus en 1984 découlent de cette évolution. En Algérie, il y a actuellement un regain d'attention et d'activité sur l'aspect réglementaire de la pollution de l'environnement et de l'eau en particulier. Il était temps car, pour les eaux résiduaires, un seul texte est sorti datant de 1993, réajusté en 2006. Cette réglementation montre 27 paramètres qui se rapprochent plus ou moins des normes O.M.S. et C.E.E. Cependant leur nombre est insuffisant surtout en raison de l'absence de paramètres microbiologiques.

CHAPITRE II

Procédés de traitement des eaux usées

L'objectif essentielle des procédés de traitement des eaux résiduaires est l'obtention d'une eau épurée qui satisfait aux normes de rejet édictées par la législation et pouvant par suite être évacuée sans danger dans le milieu naturel ou bien être utilisée dans le cadre des mesures nécessaires à une bonne gestion de l'eau (recyclage), plus particulièrement en milieu industriel. Par exemple l'élimination des polluants organiques qui est l'objet de notre étude, est essentiellement le fait des procédés biologiques. D'une manière générale, le choix d'un traitement, doit prendre en compte nécessairement la charge organique et minérale de l'eau résiduaire à traiter. Selon cette composition, le traitement peut porter sur un ou plusieurs procédés associés que ce soit des procédés de traitement biologiques ou physico-chimiques.

II.1. Précipitation chimique

Le principe de la précipitation chimique consiste à ajouter à l'eau un réactif soluble qui, par permutation ou combinaison avec les ions indésirables préexistants, forme un composé insoluble ou très peu soluble qui précipite jusqu'à sa limite de solubilité (déterminée par le produit de solubilité, cette dernière grandeur pouvant subir des variations importantes en fonction de la température, de la force ionique, de la nature des autres ions dissous, etc.).

L'aboutissement de ces réactions de précipitation combinées souvent avec une neutralisation des rejets, est toujours une séparation solide-liquide, mettant en-œuvre des traitements classiques de décantation, flottation, voire filtration [13].

Les traitements de précipitation s'appliqueront en particulier aux rejets industriels contenant les polluants suivants [13]:

- Les composés précipitables par le calcium : sulfite, sulfate, phosphate, fluorure... ;
- Les composés précipitables sous forme de sels insolubles de fer ou complexables : sulfure, phosphate, cyanure et sulfocyanure.

Nous citerons les applications industrielles les plus utilisées dans le traitement des rejets industriels [13] :

II.1.1. Précipitation des métaux

Elle concerne l'élimination des métaux dissous rencontrés principalement dans les effluents industriels de traitement des surfaces métalliques, des lixiviats d'hydrométallurgie et des eaux de lavage de gaz de combustion d'ordures ménagères et de déchets industriels. Le procédé le plus fréquent, consiste par simple neutralisation de ces effluents acides, à précipiter les métaux sous forme d'hydroxydes. Le pH de précipitation maximale de tous les métaux ne

coïncidant pas ; on est contraint de rechercher une zone optimale du pH réactionnel qui peut évoluer de 7 à 10,5 suivant les valeurs minimales recherchées pour l'élimination des métaux les plus nuisibles. Parfois, on procède à plusieurs précipitations successives, à des pH échelonnés, en vue d'une récupération sélective des différents métaux.

II.1.2. Élimination des fluorures

L'élimination des fluorures par précipitation concerne les effluents acides de lavage des gaz d'incinération, les rejets de la métallurgie de l'aluminium et ceux de l'industrie de l'acide phosphorique et du verre. L'agent de neutralisation sera toujours la chaux, éventuellement complétée par du chlorure de calcium (CaCl_2) si l'on doit obtenir de faibles valeurs résiduelles de F^- .

La réaction de précipitation conduit à un précipité de fluorure CaF_2 dont la solubilité dépend du pH (ajusté généralement entre 8 et 9), mais aussi de la salinité du milieu réactionnel, ce qui permet selon les cas de viser des concentrations résiduelles en F entre 15 et 30 mg/l. :



II.1.3. Élimination des phosphates

Les phosphates, responsables des phénomènes d'eutrophisation des lacs et cours d'eaux à débit lent, sont présents essentiellement dans les rejets d'usines d'engrais phosphatés avec présence de silice SiO_2 et d'acide fluorhydrique HF, et à degré moindre dans les purges des chaudières et des circuits de refroidissement [13].

II.2. Coagulation-floculation

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques. La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on pourra facilement éliminer par décantation.

Les particules en suspension dans une eau de surface proviennent de l'érosion du sol, de la dissolution de substances minérales et de la décomposition de la matière organique. A cet apport naturel, s'ajoutent les eaux d'égouts domestiques, industriels ou agricoles. En général, la turbidité est causée par des particules de matière inorganique, alors que la couleur

est imputable aux particules de matière organique et aux hydroxydes de métaux. Entre ces particules il ya des forces de répulsion prédominantes qui empêchent leur agglomération.

Pour permettre l'adhésion des particules, il faut donc vaincre la barrière énergétique de répulsion soit en augmentant l'énergie cinétique des particules, soit en abaissant la barrière de répulsion [14]:

Dans le premier cas, il faudrait augmenter l'agitation des particules par élévation de température, ce qui est impossible pour les volumes d'eau à traiter. Dans le second cas, il faut annuler les forces de répulsion électrostatique, ou potentiel zêta [14].

Pour annuler le potentiel zêta, on peut :

- Ajuster le pH pour atteindre le point de charge nulle des particules colloïdales;
- augmenter la salinité pour comprimer la couche diffuse;
- neutraliser la charge de surface par des cations polyvalents;
- piéger les colloïdes dans des précipités.
- adsorber les colloïdes sur des polymères chargés à longue chaîne.

Vues les quantités à traiter, les deux premières possibilités ne sont pas applicables au niveau industriel. La coagulation chimique, par apport de cations trivalents, est donc la meilleure solution.

II.3. Décantation-Flottation

La décantation peut être définie comme une technique de séparation des matières solides du liquide qui les contenait, sous l'influence des forces de gravité. Sans addition de réactifs chimiques, la décantation n'assure que la séparation des matières en suspension décantables qui présentent une granulométrie supérieure à 50 μm . Cette opération, à l'origine d'une clarification partielle, est nommée décantation primaire.

L'élimination quasi totale des matières solides implique une coagulation- floculation préalable pour parfaire la clarification. Les phénomènes de sédimentation peuvent se manifester différemment selon la concentration des matières en suspension, les caractéristiques propres des particules et les interactions possibles entre elles [15].

La sédimentation possède des limites certaines dans le cas où les particules ont une densité trop proche de celle de l'eau, elle devient inapplicable pour les particules moins denses. Il est alors nécessaire de recourir à une technique concurrente, comme par exemple, la

flottation, qui est en réalité une séparation dans un champ gravitaire « inverse » par rapport à celui de la décantation.

La flottation réalise la séparation des insolubles collectés à la surface libre de l'appareillage, en utilisant la faculté de ceux-ci de se fixer à des bulles de gaz de faibles dimensions, ce qui leur confère une densité apparente plus légère que celle du milieu.

Les lois gouvernant la séparation des phases solide-liquide par flottation sont les mêmes que celles de la décantation. Conformément à la formule de Stokes, on augmentera les performances de séparation des insolubles et par suite le taux de clarification en jouant sur deux paramètres [15] :

- Le diamètre des particules : de la même façon qu'en décantation en procédant à un conditionnement chimique préalable des effluents moyennant l'apport de produits coagulants et flocculants ;

- La différence de densité : en effet celle-ci dépend toujours de la nature de la particule, mais il est possible d'incorporer une certaine quantité d'air ou de gaz à cette particule ou au floc formé de façon à provoquer une diminution de la masse volumique apparente de l'agglomérat ainsi constitué, qui permettra à l'attelage « air-floc » de se séparer avec une vitesse ascensionnelle beaucoup plus élevée qu'en décantation.

II.4. Traitements de séparation et concentration par membranes

Fondamentalement, on assiste à un transfert de solvant ou de soluté à travers une membrane semi-perméable ou microporeuse toutes les fois qu'une différence de potentiel chimique existe entre les deux faces de la membrane.

Cette définition peut apparaître complexe, car elle englobe diverses catégories de phénomènes, en précisant que, dans le sujet qui nous intéresse, le solvant désigne l'eau et le soluté désigne les substances dissoutes : sels et matières organiques, ionisés ou non).

Certaines membranes sont perméables à l'eau et retiennent tout ou partie des sels dissous et des matières organiques (exemple : osmose inverse, ultrafiltration) ; d'autres sont imperméables à l'eau, mais laissent passer certains solutés d'une façon spécifique (exemple : les membranes d'électrodialyse, qui ne laissent passer que les ions d'un certain signe) [16].

II.4.1. Différents procédés de séparation membranaire

II.4.1.1. Procédés à transfert électrique

Les procédés à transfert de gradient électrique sont l'électrodialyse simple, l'électrodialyse à membranes, l'électrodialyse à membranes bipolaires, l'électro-

ultrafiltration et l'électro-osmose. La force de transfert des espèces chargées dans ce processus est fournie par une différence de potentiel électrique. Ces procédés ne peuvent être utilisés qu'en présence d'espèces chargées.

II.4.1.2. Procédés à gradient de concentration

Toute différence de concentration de part et d'autre d'une membrane engendre un transfert aussi bien des solutés que du solvant. Selon la perméabilité de la membrane, on peut observer, soit le transfert du solvant seul du milieu le moins concentré vers le milieu le plus concentré, il s'agit de l'osmose; soit, le transfert des solutés du milieu concentré vers le milieu dilué, il s'agit de la dialyse.

II.4.1.3. Procédés à gradient de température

L'un des procédés à gradient de température couramment utilisé est la distillation sur membrane. La distillation sur membrane est une technique de séparation qui joint un procédé de distillation avec un procédé de séparation par membrane. C'est un procédé de séparation pour les solutions aqueuses, basée sur l'utilisation des membranes microporeuses hydrophobes. La force de transfert à travers la membrane est une différence de pression partielle entre les deux extrémités des pores des membranes qui peut être maintenue en agissant sur la différence de température à travers la membrane. La différence de température fournit une force d'entraînement pour le transport de la vapeur d'eau tandis que la membrane, uniquement perméable à la phase vapeur, sépare le distillat pur de la solution.

II.4.1.4. Procédés à gradient de pression

Il existe quatre principaux procédés membranaires à gradient de pression, la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (OI). Ces procédés se distinguent par la taille des pores, par le type d'espèces qu'ils peuvent séparer et par la pression transmembranaire requise.

II.5. Échange d'ions

L'échange d'ions est un procédé dans lequel les ions d'une certaine charge contenus dans une solution (ex : cations) sont éliminés de cette solution par adsorption sur un matériau solide (l'échangeur d'ions; résine), pour être remplacés par une quantité équivalente d'autres ions de même charge émis par le solide. Les ions de charge opposée ne sont pas affectés.

Le traitement d'échange d'ions emploie des résines spéciales pour éliminer les contaminants minéraux chargés, par exemple l'arsenic, le chrome, le nitrate, le calcium, le radium, l'uranium et le fluorure excédentaire de l'eau.

Ces résines existent sous deux formes : résines cationiques, qui échangent des cations (calcium, magnésium, radium) et résines anioniques, qui éliminent des anions (nitrate, arséniate, arsénite ou chromate). Dans les deux cas, on les renouvelle avec une solution de sel (chlorure de sodium).

Lorsque l'eau de source traverse une série de perles en résine, elle échange ses contaminants chargés contre les ions inoffensifs accumulés sur la surface de la résine. Les résines accumulent donc les contaminants. Pour cette raison, elles doivent être régulièrement nettoyées avec une solution qui recharge les ions inoffensifs échangeables (régénération).

Ce traitement fonctionne au mieux dans une eau débarrassée des particules en suspension qui peuvent s'agglutiner sur la résine et limiter son efficacité [17].

II.6. Adsorption

L'adsorption définit la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des molécules organiques extraites de la phase liquide ou gazeuse dans laquelle ils sont immergés. Le phénomène de base mis en jeu est un transfert de masse à partir de la phase liquide ou gazeuse vers la surface du matériau adsorbant, à laquelle le composé organique a tendance à se lier [18].

À côté des adsorbants naturels argileux (du type bentonite et montmorillonite) les adsorbants développés à l'échelle industrielle sont de natures diverses. On citera les aluminés, les résines synthétiques adsorbantes neutres ou comportant des radicaux échangeables, comme des ions de même polarité, et surtout les charbons actifs de loin les plus utilisés [19].

Les filtres à charbon actif sont utilisés dans le traitement des eaux, on dispose le charbon actif en lit et on filtre l'eau polluée. Ceux-ci sont utilisés pour filtrer la matière organique ou les métaux lourds. Le charbon actif doit être remplacé de façon régulière, il peut parfois être régénéré.

L'adsorption est un traitement efficace pour enlever la matière organique, particulièrement quand la charge moléculaire est importante et la polarité est faible. Le charbon actif peut donc être utilisé pour enlever les phénols, les hydrocarbures saturés qui sont des molécules insolubles difficilement attaquables par l'ozone, les pesticides, les métaux lourds, les agents tensio-actifs... [20].

II.7. Procédés d'oxydation avancée

Afin d'améliorer les systèmes existants de traitement des eaux usées municipales et industrielles, ou de remplacer les technologies conventionnelles peu efficaces pour l'élimination de contaminants organiques réfractaires, inorganiques et microbiens, les scientifiques se sont intéressés aux POA qui ont vu le jour vers les années 1970. Actuellement, ces procédés sont en pleine expansion dans le domaine des technologies environnementales. La plupart d'entre eux nécessitent en général moins de réactif et sont faciles d'automatisation par comparaison aux autres. De nombreuses études réalisées à l'échelle du laboratoire ont clairement prouvé l'efficacité des POA pour le traitement de divers effluents [21].

Dans ces procédés, l'ozone et le peroxyde d'hydrogène seuls ou combinés sont les réactifs oxydants les plus utilisés. A l'obscurité ou sous un rayonnement UV ou Visible, ces composés engendrent in-situ, la formation des entités très réactives dotées d'un pouvoir oxydant élevé. L'oxygène « oxydant mou », mais qui par son abondance dans la nature est également capable de conduire à la formation des radicaux peroxydes O_2° et ce dans des conditions bien particulières.

Les POA peuvent être subdivisés en quatre groupes :

- Les procédés d'oxydation chimique ou photochimique en phase homogène (H_2O_2/Fe^{2+} , H_2O_2/O_3 , H_2O_2/UV et O_3/UV);
- Les procédés photocatalytiques en phase homogène ($UV/Fe^{2+}/H_2O_2$) et/ou hétérogène (UV/TiO_2);
- Les procédés d'oxydation électrochimique;
- Les procédés d'oxydation sonochimique.

II.8. Procédés biologiques

Ces procédés mettent à profit l'activité de certaines bactéries afin d'éliminer les polluants des eaux résiduaires. Ces microorganismes ne seront capables de dégrader les polluants organiques en composés moins toxiques ou de les minéraliser que lorsque ces molécules présentent un minimum de biodégradabilité et une faible toxicité. Les procédés biologiques diffèrent en fonction de la présence (aérobie) ou de l'absence (anaérobie) de l'oxygène. Le procédé le plus courant utilise les boues activées. Ce procédé est limité par le coût élevé de traitement de boue et son inefficacité vis-à-vis des effluents concentrés ou contenant des substances bio-résistantes [22].

II.9. Electrocoagulation

II.9.1. Théorie de l'électrocoagulation

L'EC est un procédé complexe impliquant plusieurs phénomènes physiques et chimiques qui utilisent des électrodes consommables (sacrificielles) pour fournir des ions dans l'effluent d'eau. Trois étapes successives principales y sont impliquées :

- Formation de coagulant par oxydation électrolytique de l'anode sacrificielle.
- Destabilisation des contaminants, suspensions particulaires et rupture des émulsions.
- Agrégation des phases destabilisées formant des floes.

Les mécanismes des étapes précédentes se font comme suit :

- Compression de la couche diffuse autour des espèces chargées par les interactions avec les ions générés par l'oxydation de l'anode sacrificielle.
- Neutralisation de la charge des espèces présentes dans le rejet aqueux au contact des ions produits par dissolution électrochimique de l'anode sacrificielle. Ces derniers réduisent la répulsion électrostatique entre les particules jusqu'à ce que les forces d'attraction de Van Der Waals prédominent causant leur coagulation.
- Formation de floes suite à la coagulation qui créent des boues qui piègent et relient les particules colloïdales restantes dans le milieu aqueux.

L'EC se distingue de la coagulation chimique par, sa versatilité épuratoire, son faible cout, sa facilité d'automatisation et sa compatibilité environnementale [23]. Plein d'autres avantages sont à retenir tels que : la rapidité de réaction, la compacité des équipements, la simplicité d'opération et d'entretien d'une cellule d'EC et une siccité plus grande de boues produites. En plus avec l'EC, on peut se passer de plusieurs étapes dans une installation de traitement des eaux [24].

L'importance de l'EC s'est accrue du fait de son efficacité généralement supérieure aux autres techniques, pour éliminer les différentes formes de pollution, répertoriées par les indicateurs suivants :

- DCO : Demande chimique en oxygène,
- DBO₅ : Demande biochimique en oxygène,
- COT : Carbone organique total,
- MES : Matières en suspensions,
- TDS : Taux de solides dissous,
- TAC : Taux alcalimétrique complet,

- ABS : Coloration liée à l'absorbance de l'effluent,
- Les métaux lourds.

II.9.2. Principe du procédé d'électrocoagulation

Le procédé d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}), susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation-floculation des polluants que l'on souhaite éliminer [25].

La coagulation est l'opération de destabilisation des particules colloïdales en suspension par neutralisation de la charge surfacique négative responsable de la force de répulsion entre ces particules à l'aide des cations générés par le matériau de l'anode et des produits de leur hydrolyse. Les particules destabilisées s'adsorbent sur les précipités tels que $\text{M}(\text{OH})_3$ et s'agglomèrent pour former des flocs ; c'est la floculation.

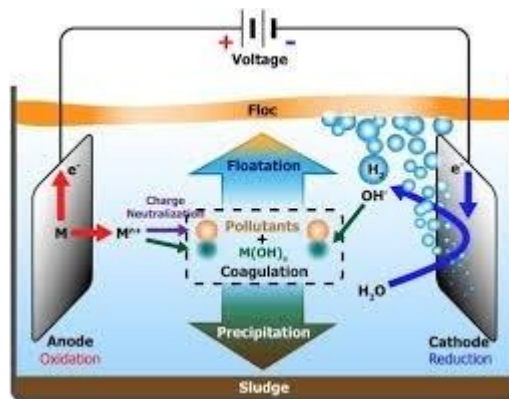
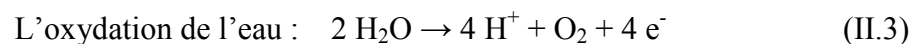


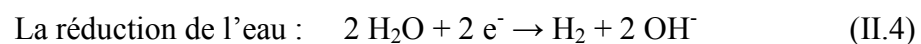
Figure II.1 : Principe du procédé d'électrocoagulation.

Les anodes et les cathodes utilisées peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube. Ces électrodes peuvent être constituées de divers métaux qui sont choisis de manière à optimiser le procédé d'électrocoagulation. Les deux métaux communément utilisés sont le fer et l'aluminium [26].

Les principales réactions qui se déroulent avec les électrodes sont [27]:



➤ A la cathode



Il est aussi possible d'utiliser d'autres métaux comme anodes solubles. Néanmoins, l'aluminium et le fer restent les plus utilisés grâce à leur prix abordable et à leur forme ionique qui présente une valence élevée.

Dans le cas d'une anode en aluminium, le cation métallique formé est Al^{3+} , tandis que l'utilisation d'une électrode en fer conduit à la formation d'ions ferreux Fe^{2+} , qui peuvent s'oxyder en présence d'oxygène dissous pour donner les ions ferriques Fe^{3+} . Les cations métalliques forment des complexes avec les ions hydroxydes. L'espèce majoritaire dépend du pH du milieu. Dans le cas de l'aluminium, on trouve une multitude de complexes anioniques et cationiques [28]. On peut distinguer :

- Les mono complexes tels que $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$.
- Les poly complexes tels que $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_5^+$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$.
- Les espèces amorphes et très peu solubles telles que $\text{Al}(\text{OH})_3$, Al_2O_3 .

Dans le cas du fer, on trouve les complexes tels que [29]: $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{FeO}(\text{OH})$, $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$ et $\text{Fe}_2(\text{OH})_4^{2+}$.

Ces espèces jouent le rôle de coagulant et conduisent à la formation de précipités, puis de floes facilement éliminables. La différence entre l'électrocoagulation et la coagulation chimique réside principalement dans la source des coagulants, qui sont générés électrochimiquement in situ dans l'une, et ajoutés directement sous forme de composés chimiques dans l'autre. En revanche, les procédés classiques basés sur la coagulation chimique n'ont besoin que d'énergie mécanique pour réaliser l'agitation tandis que l'électrocoagulation consomme aussi de l'énergie électrique essentiellement pour dissoudre l'anode sacrificielle. Au voisinage de la cathode, la réduction du solvant (eau) provoque la formation du gaz hydrogène. Ce dégagement de gaz se présente sous formes de bulles, estimées à un diamètre d'environ 10 à 100 μm , et contribue fortement à l'agitation du milieu.

Dans certains cas, lorsque l'installation est conçue dans le but de réaliser une floculation après électrocoagulation, ces bulles adhèrent aux solides formés en solution (adsorbant- polluant) et favorisent leur flottation. Les données bibliographiques présentées jusqu'à nos jours, ne s'intéressent pas aux bulles d'hydrogène formées au cours de l'électrocoagulation. Leur rôle semble limité à une légère contribution dans l'agitation et dans la flottation, lorsqu'elle a lieu [30].

II.9.3. Lois d'électrolyse

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

- A l'anode, l'oxydation du métal,
- A la cathode, la réduction de l'eau,

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

$$m = I t M n F \quad (\text{II.5})$$

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

I : intensité du courant imposé (A).

t : durée d'électrolyse (s).

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

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

n : nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée [31].

Si d'autres réactions électrochimiques se déroulent simultanément, le courant d'électrolyse n'est pas entièrement utilisé par la réaction d'oxydation.

A partir de cette loi, il est possible d'estimer la masse d'électrode théoriquement consommée par électrolyse et d'en déduire un rendement anodique.

$$R_{\text{anode}} = \left(\frac{m_{\text{exp}}}{m_{\text{th}}} \right) \cdot 100 \quad (\text{II. 6})$$

m_{exp} : masse expérimentalement formée par la pesée de l'anode avant et après l'essai d'électrocoagulation et donnée par la relation suivante:

$$m_{\text{exp}} = m_1 - m_2 \quad (\text{II.7})$$

Où m_1 : la masse de l'anode avant l'essai d'électrocoagulation

m_2 : la masse de l'anode après l'essai d'électrocoagulation.

m_{th} : masse théorique donnée par la loi de Faraday.

- Energie consommée:

La consommation d'énergie dans le procédé d'électrocoagulation est calculée par l'équation suivante [32] :

$$E = IUitECV \quad (II.8)$$

Avec:

E: énergie consommée (KW.h)

U: tension d'électrolyse (volt)

I: intensité de courant (A)

tEC: temps d'électrolyse(h)

V: volume de l'eau usée traitée (m³).

II.9.4. Facteurs affectant l'électrocoagulation

II.9.4.1. Densité du courant

La génération de courant au système d'électrocoagulation détermine la quantité des ions Al^{3+} ou Fe^{2+} libérés des électrodes respectives. Pour l'aluminium, la masse électrochimique équivalente est 335,6 mg/(Ah). Pour le fer, la valeur est 1041 mg/(Ah).

Lorsqu'un très grand courant est utilisé, il y a un haut risque de gaspiller de l'énergie électrique pour le chauffage de l'eau. Plus important encore, une densité de courant très grande se traduirait par une diminution significative de l'efficacité du courant. Pour que le système d'électrocoagulation fonctionne pendant une longue période de temps sans entretien, sa densité de courant est suggérée d'être 20-25 A/m² sauf s'il existe des mesures prises pour un nettoyage périodique de la surface des électrodes. Le choix de la densité de courant doit être fait avec d'autres paramètres opératoires tels que le pH, la température, ainsi que le débit pour assurer un rendement élevé du courant. L'efficacité du courant pour l'électrode en aluminium peut être 120-140%, tandis que pour le fer est d'environ 100%. L'efficacité du courant au delà de 100% pour l'aluminium est attribuée à l'effet de la corrosion par piqûres en particulier en présence des ions de chlore. L'efficacité du courant dépend de la densité de courant ainsi que les types des anions [33].

La qualité de l'eau traitée dépend de la quantité d'ions produite (mg) ou de la charge appliquée et du produit du courant par le temps (Ah). Le tableau suivant donne les quantités Al^{3+} nécessaires pour le traitement des eaux contenant certains types de polluants [34]. Il y a une charge critique nécessaire. Une fois la charge atteint la valeur critique, la qualité de

l'effluent ne présente pas une amélioration significative pour une augmentation supplémentaire du courant [35].

Tableau II. 1 : Demande d'aluminium et consommation d'énergie pour éliminer les polluants de l'eau [34].

Polluant	Unité /quantité	Purification préliminaire		Purification	
		Al ³⁺ (mg)	E (W h/m ³)	Al ³⁺ (mg)	E (W h/m ³)
Turbidité	1mg	0,04–0,06	5–10	0,15–0,2	20–40
couleur	1 unité	0,04–0,1	10–40	0,1–0,2	40–80
silicates	1 mg SiO ₂	0, 2–0,3	20–60	1–2	100–200
Fer	1mg Fe	0,3–0,4	30–80	1–1,5	100–200
Oxygène	1mg O ₂	0,5–1	40–200	2–5	80–800
Algue	1000	0,006–0,025	5–10	0,02–0,03	10–20
Bactérie	1000	0,01–0,04	5–20	0,15–0,2	40–80

II.9.4.2. Présence de sels

Le sel est habituellement utilisé pour augmenter la conductivité de l'eau ou de l'eau usée à traiter. Outre sa contribution ionique en portant la charge électrique, il a été constaté que les ions chlorures pourraient sensiblement réduire les effets néfastes des autres anions tels que HCO₃⁻, SO₄²⁻.

L'existence des ions carbonates ou sulfates conduirait à la précipitation des ions Ca²⁺ ou Mg²⁺ qui forment une couche isolante sur la surface des électrodes. Cette couche isolante pourrait augmenter fortement le potentiel entre les électrodes et entraîner une diminution significative de l'efficacité du courant. L'ajout de NaCl conduirait également à la baisse de la consommation d'énergie en raison de l'augmentation de la conductivité. En outre, le chlore généré électrochimiquement a été trouvé efficace dans la désinfection de l'eau [36].

II.9.4.3. pH

Les effets du pH de l'eau ou de l'eau usée sur l'électrocoagulation sont reflétés par l'efficacité du courant ainsi que la solubilité des hydroxydes du métal. En présence des ions chlorures, la libération de chlore serait également affectée. La performance du traitement dépend de la nature des polluants, la meilleure élimination des polluants a été trouvée près de pH 7. La consommation électrique est toutefois plus élevée au pH neutre en raison de la variation de la conductivité. Quand la conductivité est élevée, l'effet du pH n'est pas significatif [33].

Le pH des effluents après traitement par électrocoagulation augmenterait pour l'effluent acide mais diminuerait pour l'effluent alcalin. C'est un des avantages de ce procédé.

L'augmentation du pH aux conditions acides a été attribuée à l'évolution de l'hydrogène aux cathodes. Outre l'évolution de l'hydrogène, la formation de $\text{Al}(\text{OH})_3$, près de l'anode libérait H^+ conduisant à la diminution du pH. En plus, il y a également la réaction de dégagement d'oxygène conduisant aussi à la diminution du pH.

Par conséquent, l'augmentation du pH due à l'évolution de l'hydrogène est plus ou moins compensée par les ions H^+ libérés par les réactions citées au-dessus. L'augmentation du pH à l'influent acide, est considérée comme due à la libération du CO_2 à partir des bulles d'hydrogène, due à la formation de précipités d'autres anions avec Al^{3+} , et en raison du déplacement de l'équilibre vers la gauche pour les réactions libérant H^+ . Quant à la diminution du pH dans des conditions alcalines, elle peut être le résultat de la formation de précipités d'hydroxydes avec d'autres cations [33].

Les rendements de l'enlèvement des polluants ont été jugés les meilleurs à proximité de pH neutre utilisant l'électrode d'aluminium. Lorsque l'électrode de fer a été utilisée dans le traitement des eaux usées des imprimeries, du textile et des teintures, l'influent alcalin a donné de meilleures éliminations des couleurs, ainsi que du DCO [37].

II.9.4.4. Température

Bien que l'électrocoagulation ait plus de 100 ans, l'effet de la température sur cette technologie n'était pas très bien étudié. Pour le traitement des eaux, les littératures de l'ex-URSS [38] ont montré que l'efficacité du courant pour les électrodes d'aluminium augmente d'abord avec la température jusqu'à environ 60°C où une efficacité maximale a été trouvée. Ensuite l'augmentation de la température entraîne une diminution de l'efficacité. L'augmentation de l'efficacité avec la température a été attribuée à l'accroissement des activités de destruction de la couche d'oxyde d'aluminium de la surface de l'électrode. Lorsque la température est trop élevée, il y a un rétrécissement des gros pores du gel $\text{Al}(\text{OH})_3$ résultant des floes plus compacts qui sont plus susceptibles à déposer sur la surface de l'électrode. Une température plus élevée donne une conductivité plus élevée donc une consommation d'énergie inférieure [33].

II.9.4.5. La conductivité

La conductivité de l'électrolyte a aussi un impact sur le procédé d'EC; si elle est trop faible, la résistance de l'eau au passage de courant est forte, la consommation énergétique est

très importante; et sa température peut alors fortement augmenter. Pour ces différentes raisons, par analogie avec les exploitations d'installation d'électrocoagulation d'effluents industriels, l'ajout de chlorure de sodium est utilisé pour accroître la conductivité de la solution. L'ajout d'ions chlorure permet aussi d'éviter la passivation des électrodes. Le problème de conductivité constitue un inconvénient majeur au fonctionnement d'un procédé d'électrocoagulation[33].

II.9.4.6. La distance entre électrodes

La distance inter-électrode peut également influencer la qualité du traitement. Cette distance peut varier selon le type d'eau à traiter et surtout selon sa conductivité. De plus, la distance entre les électrodes doit également tenir compte de l'encrassement possible et de la facilité à nettoyer le système. Ce facteur est important lors de la mise à l'échelle industrielle d'une unité de traitement par électrocoagulation.

La chute ohmique (liée à la résistance électrique) dans la solution électrolytique est directement liée à la distance qui sépare les électrodes et à la conductivité de la solution. Elle est en grande partie responsable de la baisse de rendement énergétique des procédés électrolytiques. Il est possible de la diminuer en augmentant la concentration en électrolyte ou en rapprochant les électrodes[37].

II.9.5. Avantage et inconvénient de l'électrocoagulation

Le procédé d'EC présente aussi bien des avantages que des inconvénients comparativement aux procédés physico-chimiques [37] :

II.9.5.1. Avantages

- L'EC ne nécessite qu'un équipement simple avec un mode opératoire très maniable;
- L'EC évite l'utilisation de réactifs chimiques, de telle sorte qu'il n'y a aucun problème de neutralisation des réactifs en excès et aucune possibilité de pollution secondaire par les substances chimiques ajoutées comme dans le cas des traitements chimiques des eaux usées. Cette absence de réactif chimique rajouté permet d'assurer avec succès un traitement biologique réalisé en aval;
- L'importance de champ électrique entre les électrodes qui conduit à la destruction de certaines souches de bactérie;
- Une production minimale des boues plus denses et moins hydrophiles rend leur séparation (décantation, flottation ou filtration) plus aisée et permettre de réduire le temps et les coûts de traitements de ces boues;

- L'efficacité des procédés d'EC à déstabiliser les polluants colloïdaux très fins grâce au champ électrique qui les met en mouvement, comparé aux procédés chimiques qui nécessitent des étapes de traitement plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées;
- Les bulles d'air produites entrainer les polluants à la surface de la solution à traiter ou ils peuvent être facilement concentrés, rassemblés et éliminés;
- L'EC offre la possibilité de traité les effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tel que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les chromates et les ions fluor;
- L'utilisation de l'EC permet de réduire le temps de traitement ; ce procédé permet aussi un grand gain en compacité des installations et une possibilité d'automatisation;
- L'EC peut être utilisée avec d'autres techniques de traitement;
- Les procédés complexes de traitement des eaux peuvent être remplacés par L'EC;
- Les floccs formé par l'EC sont semblable aux floccs obtenu par floculation chimique, sauf que les floccs d'EC tend à être beaucoup plus large, plus stable et peut donc être séparé plus rapidement par filtration

II.9.5.2. Inconvénients

Les inconvénients majeurs de l'EC concernant principalement

- La conductivité souvent faible de l'eau polluée et la formation des dépôts sur les électrodes;
- La présence importante d'ions calcium et hydrogénocarbonates provoque l'apparition d'un dépôt de tartre au niveau de la cathode, augmente ainsi, la résistance de la cellule. Pour faire face à ce problème, la manière la plus simple est de réaliser une inversion périodique de la polarité;
- Il est important de prévoir un nettoyage mécanique périodique des électrodes à l'aide de solution acides;
- L'utilisation de l'électricité peut revenir chère voire difficile dans certaines régions.

CHAPITRE III

Méthodologie, Résultats et Discussion.

III.1. Matériels et Méthodes

III.1.1. Données sur les colorants

III.1.1.1. Définitions

Un colorant est une substance colorée qui interagit avec le milieu dans lequel elle est introduite, et le colore en s'y dissolvant et/ou dispersant. Les matières colorantes se divisent en deux grands groupes définis par la norme DIN 55944:

- Colorant : matière colorante soluble dans les solvants et les substrats.
- Pigment : matière colorante insoluble dans les solvants et les substrats.

De ces définitions, il résulte que les colorants et les pigments sont donc deux termes à ne pas confondre lorsque l'on parle de matières colorantes, les colorants se distinguent des pigments du fait qu'ils sont solubles dans le milieu d'application, l'eau, alors que les pigments, insolubles, sont mis en suspension dans un liant organique comme de l'huile ou de la gomme, permettant ainsi de colorer le support.

Les matières colorantes se caractérisent par leur capacité à absorber les rayonnements lumineux dans le spectre visible (365 à 750 nm). la transformation de la lumière blanche en lumière colorée par réflexion sur un corps, ou par transmission ou diffusion, résulte de l'absorption sélective d'énergie par certains groupes d'atomes appelés chromophore; La molécule colorante étant le chromogène. Plus la facilité du groupe chromophore à donner un électron est grande plus la couleur sera intense (groupes chromophores classés par intensité décroissante dans le Tableau III.1). Les chromophores sont des groupes aromatiques, conjugués, comportant des liaisons non-liantes ou des complexes de métaux de transition. D'autre groupes d'atomes du chromogène intensifient ou changent la couleur due au chromophore dit « auxochromes » [38].

Tableau III. 1 : Principaux groupes chromophores et auxochromes.

Groupements chromophores	Groupements auxochromes
Azo (-N=N-)	Amino (-NH ₂)
Nitroso (-NO ou -N-OH)	Méthylamino (-NHCH ₃)
Carbonyl (>C=O)	Diméthylamino (-N(CH ₃) ₂)
Vinyl (-C=C-)	Hydroxyl (-HO)
Nitro (-NO ₂ ou =NO-OH)	Alcoxyl (-OR)
Sulphure (>C=S)	Groupements donneurs d'électrons

De manière générale, les colorants consistent en un assemblage de groupes chromophores, auxochromes et de structures aromatiques conjuguées (cycles benzéniques, anthracène, térylène, etc). Lorsque le nombre de noyau aromatique augmente, la conjugaison des doubles liaisons s'accroît et le système conjugué s'élargit. L'énergie des liaisons diminue tandis que l'activité des électrons augmente et produit un déplacement vers les grandes longueurs d'onde (effet bathochrome). De même lorsqu'un groupe autochrome donneur d'électrons (amino, hydroxy, alkoxy...) est placé sur un système aromatique conjugué, ce groupe se joint à la conjugaison du système, la molécule absorbe dans les grandes longueurs d'onde et donne des couleurs plus foncées [39].

III.1.1.2. Classification des colorants

Les colorants synthétiques sont classés selon leur structure chimique et leur méthode d'application aux différents substrats (textiles, papier, cuir, matières plastiques, etc.).

Tableau III.2 : Classification des colorants

Classification chimique	Classification tinctoriale
Les colorants azoïques	Les colorants acides ou anioniques
Les colorants triphénylméthanes	Les colorants basiques ou cationiques
Les colorants indigoïdes	Les colorants développés ou azoïques insolubles
Les colorants xanthènes	Les colorants de cuve
Les colorants anthraquinoniques	Les colorants réactifs
Les phtalocyanines	Les colorants directs
Les colorants nitrés et nitrosés	Les colorants à mordants
	Les colorants dispersés

III.1.2. Données sur les colorants azoïques

Les colorants azoïques sont caractérisés par la présence au sein de la molécule d'un groupement azoïque ($-N=N-$) reliant deux noyaux benzéniques. Cette catégorie de colorant est actuellement la plus répandue sur le plan de l'application, puisqu'ils représentent plus de 50% de la production mondiale de matières colorantes [40].

Les colorants azoïques se répartissent en plusieurs catégories: les colorants basiques, acides, directs et réactifs solubles dans l'eau, et les azoïques dispersés et à mordant non-ioniques insolubles dans l'eau. Il est estimé que 10-15 % des quantités initiales sont perdues durant les procédures de teinture et sont évacués sans traitement préalable dans les effluents. Or ces composés organiques cancérigènes sont réfractaires aux procédés de traitements

habituellement mis en œuvre et sont très résistants à la biodégradation [41]. Le tableau suivant donne quelques détails sur le colorant étudié.

III.1.3. Données sur le colorant employé (Tartrazine)

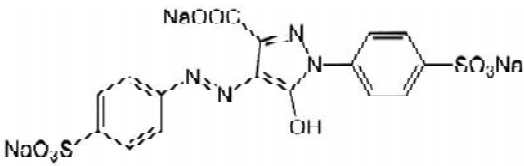
Ce colorant fait partie des colorants synthétiques mono azoïques. C'est le sel trisodique de 4,5-dihydro-5-oxo-1-(4-sulfophenyl)-4-[4-sulfophenyl-azo]-1H-pyrazole-3-acide carboxylique. Sa formule chimique est : $C_{16}H_{12}Na_3O_9S_2$ et son poids moléculaire $PM = 534,37$ g/mole. Elle se présente sous forme de poudre jaune orange inodore.

La tartrazine est connue également sous différents noms suivant son emploi:

- E 102, Food yellow 4 : usage alimentaire
- FD&C N°5: usage alimentaire, médicamenteux et cosmétique
- C.I. ACID YELLOW 23, CI 19140: usage cosmétique [42].

Le pH de la tartrazine est acide, bien soluble dans l'eau et peu soluble dans l'éthanol, elle absorbe l'humidité de l'air et incompatible avec les agents oxydants forts, les agents réducteurs forts, les acides forts. Elle devient rouge en milieu alcalin.

Tableau III.3 : Quelques données sur le colorant étudié (Tartrazine).

Tartrazine	
Nom UICPA	(4E)-5-oxo-1-(4-sulfonatophényl)-4-[(4-sulfonatophényl)hydrazono]-3-pyrazolecarboxylate de sodium
Apparence	Poudre orange à jaune de couleur
Formule brute	$C_{16}H_9N_4Na_3O_9S_2$
Masse molaire	$534,363 \pm 0,027$ g/mol
T° fusion	350 °C
T° ébullition	870 °C
Solubilité	38 g/L (eau, 2 °C) ; 200 g/L (eau, 25 °C) ; 200 g/L (eau, 60 °C)

Tout les colorants, particulièrement les colorants mono-azoïques changent de couleur en milieu alcalin et acide en présence de métaux tels que ; le zinc, étain, fer et cuivre à haute température à cause de l'effet réducteur de l'hydrogène libéré. La photodégradation de la tartrazine par rayonnement ultraviolet produit des composés aromatiques, de faible poids moléculaire, plusieurs acides organiques et des ions inorganiques [43].

III.1.4. Préparation des solutions et analyses du colorant

Un colorant alimentaire commerciale sous le code "E102" à été employé dans cette étude. Il est de couleur jaune ou orange, destiné à la coloration des produits alimentaires pour la fabrication des gâteaux, la moutarde ...etc. Dans un objectif d'optimisation, le colorant à été préparé à une concentration initiale de 50 mg/L dans de l'eau bi-distillée. Le spectre correspondant à ce colorant est réalisé en spectroscopie dans le visible sur un appareil (Jenway 7315 spectrophotometer). La mesure de pH a été effectuée sur un pH-mètre (Hanna 211Microprocessor) alors que la conductivité sur un appareil (Hanna EC215Conductivity Meter). La mesure de turbidités initiales du colorant a été réalisée sur un turbidimètre : Phywe System GMBH 2100N, Germany).

III.1.5. Équipement et conditions opératoires du traitement par EC

Le montage expérimental d'EC **figure III.1 et photo III.1** est constitué d'une cellule électrochimique en verre dans laquelle sont placées deux électrodes planes et parallèles en aluminium entre lesquelles circule le colorant à traiter et un réservoir de stockage de deux litres en verre, branché en circuit fermé et en mode recirculation avec la cellule électrochimique. Ce réacteur est de mise en œuvre et d'utilisation faciles. Les deux électrodes sont approximativement égales à 15 cm de longueur et 5 cm de largeur soit une surface de 75 cm² chacune. La distance inter-électrode est de 1 cm, choisie faible pour limiter non seulement la chute ohmique mais aussi d'éviter le colmatage. un seul essai d'EC à été effectué à un temps de traitement de 30 min. La solution est constamment agitée avec un agitateur magnétique pour réduire la surtension liée au transport de matière dans le réacteur d'EC. Des prélèvement ont été effectués chaque cinq minutes de traitement, l'échantillon est laissé pour être décanté au moins 30 minutes puis filtrée afin d'effectuer, les mesures de comparaison de l'état initial et final de la solution. Le taux de réduction de la coloration en fin d'expérience est calculé selon l'équation (1) suivante :

$$TR(\%) = [(Abs_0 - Abs_{final}) / Abs_0] \times 100\% \quad (III.1)$$

$Abs_0 - Abs_{final}$: Absorbance successivement avant et après EC

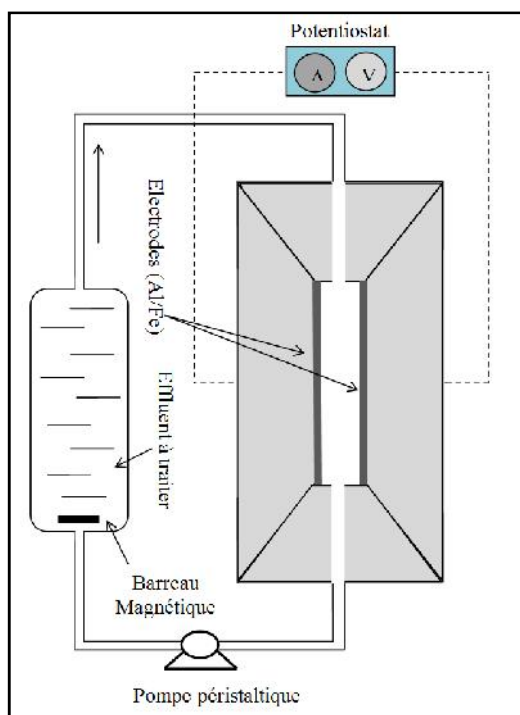


Figure III.1 : Montage expérimental d'EC

Photo III.1 : Montage expérimental

III.2. Résultats et discussion

III.2.1. Données analytiques sur le colorant étudié

Comme il a été dit précédemment, un colorant a été étudié. Le **tableau III.4** donne quelques caractéristiques physico-chimiques du colorant. On peut constater que pour une concentration de 50 mg/L utilisée, le colorant absorbe et peuvent être distingué par une valeur de $\lambda_{\max}$ (nm). Le spectre d'absorption dans le visible correspondant est représenté dans la figure **III. 2**. Compte tenu de l'absence de structure de base du colorant, et au vu des valeurs de pH, il est alors évident que les turbidités trouvées soient faibles et comparables à celles trouvées en eaux potables. Les valeurs de conductivités trouvées en solution aqueuses ne sont pas éloignées aussi des eaux potables.

Les essais de stabilité ou de conservation du colorant dans le temps (échantillon de colorant à 50 mg/L gardé dans un flacon ambré à l'obscurité et ouverts une fois/3 jours pour analyse de l'absorbance) ont montré (**figure III.3**) une bonne stabilité puisque aucun changement de pH initial (**figure III.3**) et d'absorbance initiale, n'a été observé sur la durée de conservation étudiée soit 20 jours.

Tableau III.4 : Quelques caractéristiques du colorant étudié.

Couleur	Orange
λ_{max} (nm)	425
pH ₀	6.1
Turbidité (NTU)	08
Absorbance	2.059
Concentration (mg/L)	50
Conductivité initiale (μS/cm)	348

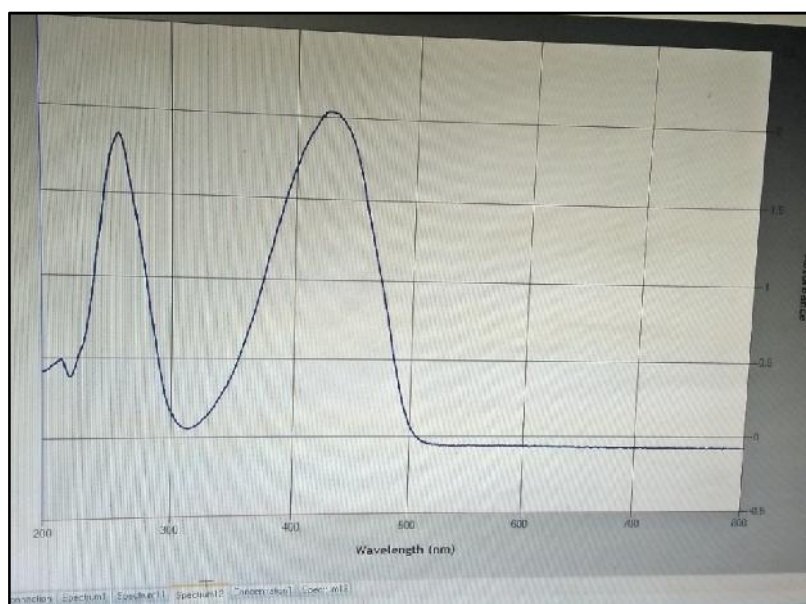


Figure III.2: Spectre du colorant étudié

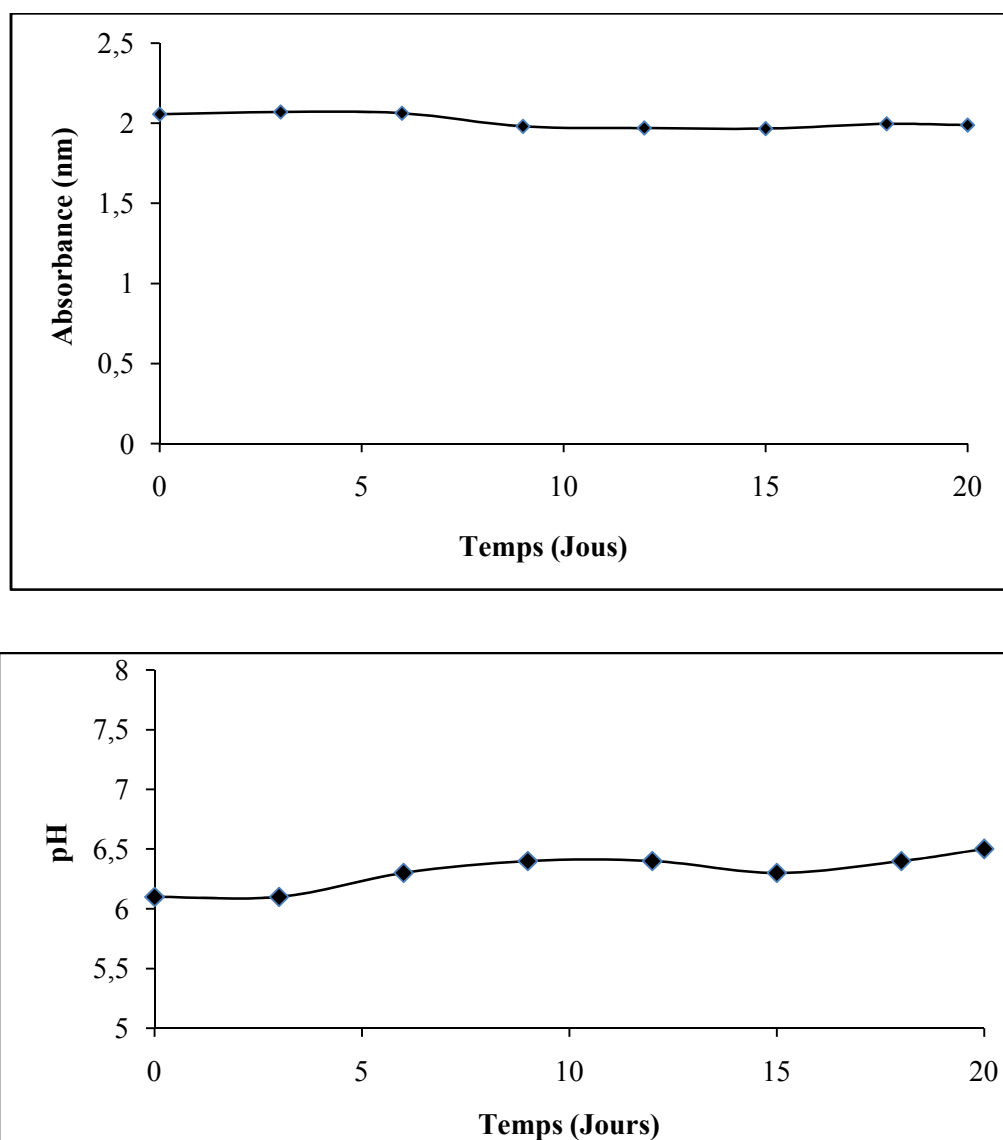


Figure III. 3: Essais de stabilité ou de conservation des colorants dans le temps

III.2. 2. Etablissement de la courbe d'étalonnage du colorant étudié

La courbe d'étalonnage pour le colorant étudié, a été établie identiquement à partir d'une solution mère à 50mg/L diluée à l'eau bi-distillée pour en faire des solutions filles à 5, 10, 20, 30 et 40mg /L. Toutes les solutions de colorant préparées sont analysées en spectrométrie dans le visible aux longueurs d'ondes maximales déjà optimisées à savoir $\lambda_{\max} = 425$. Le tracé de la courbe d'étalonnage du colorant, correspondant à l'Absorbance = f (concentration (mg/L), montre (**figure III. 4**) de bon coefficient de corrélation sensiblement égal à l'unité.

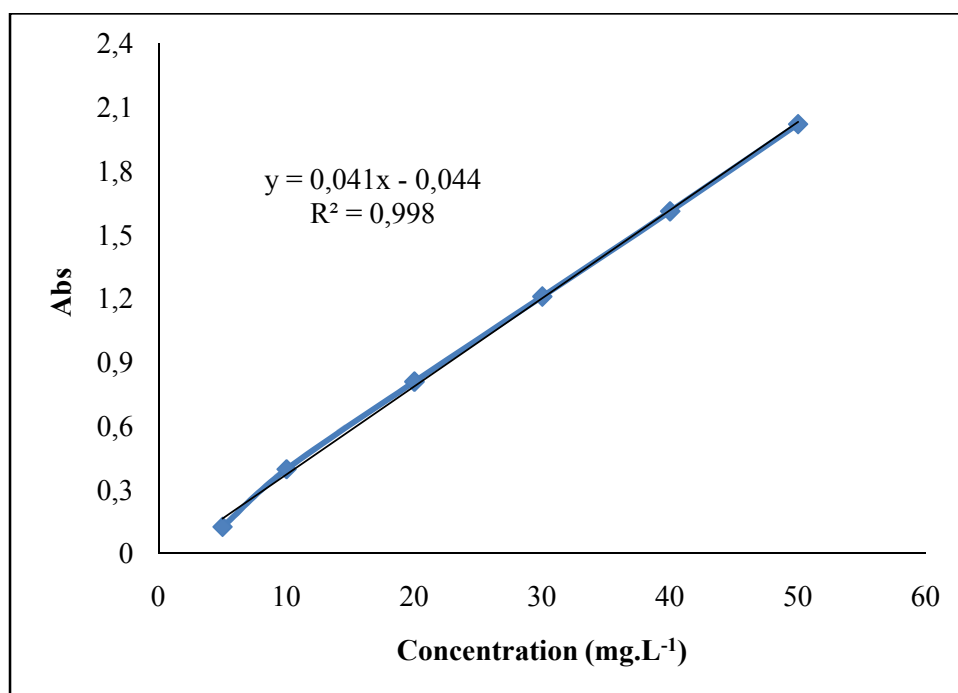


Figure III. 4 : Courbes d'étalonnage du colorant étudié

III.2.3. Résultats de l'optimisation du traitement du colorant par EC

L'échantillon d'eau à traiter, a été réalisé en milieu synthétique (colorant plus eau bi-distillée). La technique de traitement physico-chimique adoptée est l'EC en mode fermé et en recirculation. L'optimisation du procédé est nécessaire ; nécessite l'étude d'un certain nombre de paramètres influents sur l'efficacité du traitement comme la densité de courant, température, turbidité initiale de l'eau etc., Mais nous avons travaillé uniquement sur le paramètre de temps d'électrolyse à cause du temps (fermeture de laboratoire à cause du covid 19). La formation de boue, sa sédimentation ainsi que la perte de masse à l'anode sacrificielle sont des paramètres à contrôler en fin de traitement, car ce sont des paramètres importants pouvant limiter l'emploi de ce procédé.

III.2.3.1. Influence du temps d'électrolyse sur le traitement du colorant par EC

L'étude de l'influence du temps d'électrolyse sur la clarification des eaux colorées est nécessaire puisque le temps de traitement ou d'électrolyse justifie la faisabilité du procédé en termes de temps donc de consommation énergétique et le coût du procédé. Les résultats de cette influence montrent (**Figure III.5**) que 10 min suffisent à obtenir une bonne clarification. Cependant il a été choisi dans les essais qui vont suivre, 30min de temps d'électrolyse, pour obtenir les meilleurs taux de clarification, supérieures à 99%.

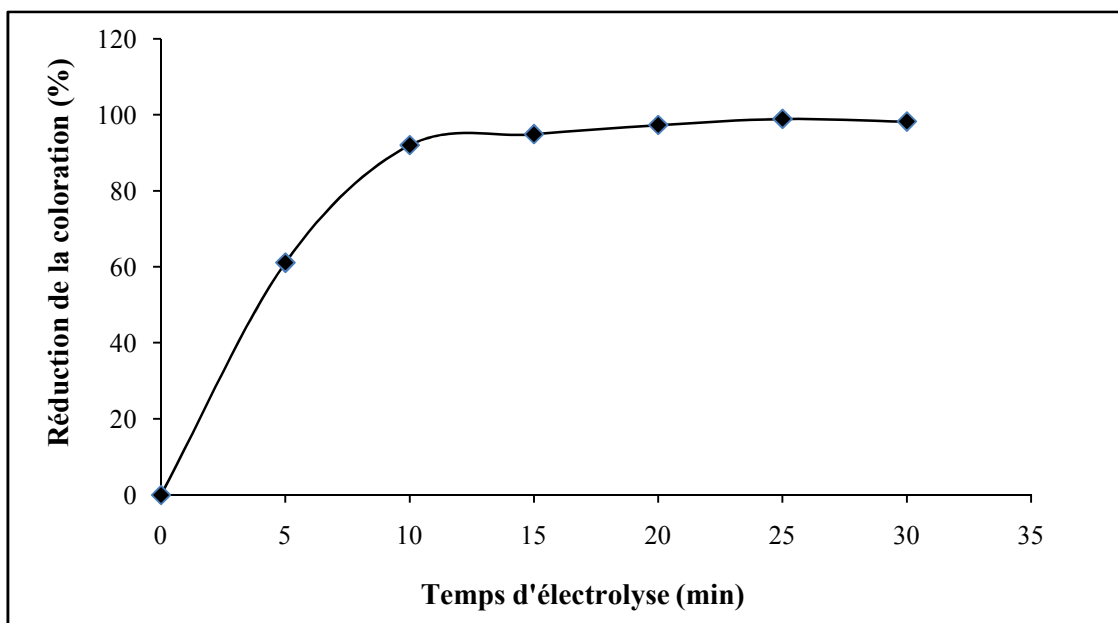


Figure III.5: Effet du temps d'électrolyse sur la réduction de la coloration

Conditions opératoires

$\lambda_{\text{max}} = 425 \text{ nm}$; Espace inter-électrode : 1cm ; Surface active : 75 cm² ; Electrolyte support: KCL = 1,5g/L; $C_{\text{initiale}} = 50 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{pH}_0 = 6,2$; $\kappa_0 = 3,19 \text{ mS.cm}^{-1}$; Turbidité_{initiale} = 8 NTU. Densité de courant : 2 mA/cm²

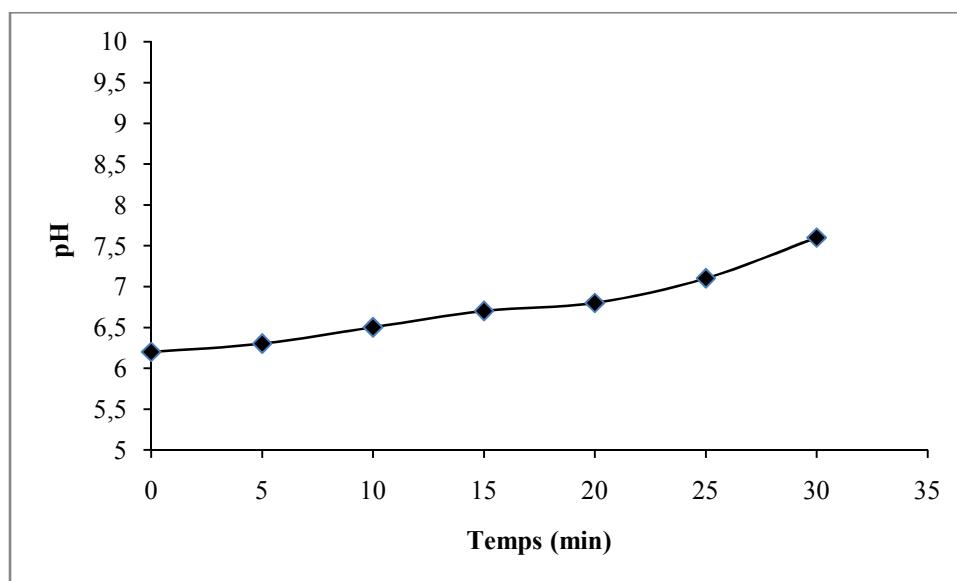


Figure III.6: Evolution du pH au cours du traitement d'EC

Pendant le processus d'EC, le pH du milieu change ; les écarts observés entre les pH initiaux et finaux sont remarquables surtout pour les essais de dépollution à pH initial inférieur à 7. L'observation de l'évolution des pH finaux, suggère que l'EC, présente une certaine capacité tampon liée à l'équilibre entre la production et la consommation de OH⁻. Ceci empêche le changement brusque de pH particulièrement en milieu alcalin [44].

CONCLUSION GENERALE

L'objectif de ce travail était d'étudier la réduction de la coloration d'un échantillon synthétique préparé à base d'un colorant alimentaire de la tartrazine (poudre) par le procédé électrochimique d'électrocoagulation.

Une méthode physico-chimique a été étudiée telle que l'électrocoagulation comme alternative au traitement physico-chimiques des eaux usées, cette technique fiable et efficace utilisée pour réduire la concentration en polluants toxiques tels que les métaux lourds, les sulfates, les nitrates, les phosphates ...etc. une étude qui décrit un ensemble de mécanismes qui interviennent dans l'élimination de polluants potentiellement dangereux par leur nuisance pour les milieux aquatiques récepteurs.

Dans la partie traitement d'électrocoagulation à une densité appliquée 2 mA.cm^{-2} , l'essai mené avait pour but d'observer la variation des paramètres à contrôler à savoir: la coloration et le pH, malheureusement qu'on n'a pas pu terminer notre travail à cause de la situation sanitaire du pays et la fermeture du laboratoire par la suite à cause du Covid 19. Mais, d'autres paramètres aussi importants à contrôler pour une meilleure évaluation de l'efficacité du procédé employé tels que la DCO, la turbidité, DBO_5 , COT,.....etc.

Au cours de ce travail, on a démontré que la dégradation du colorant étudié de la tartrazine par électrocoagulation est possible. Les résultats de l'essai réalisé, permettent de déduire que l'application du procédé (EC) donne des rendements de dégradation du colorant très satisfaisants ($>99\%$).

Généralement, une étude d'optimisation de ce procédé de traitement est basée sur l'étude de l'influence de paramètres réactionnels tels que la densité de courant et le pH qui sont considérées comme des paramètres clés dans le mécanisme de dépollution, la température et la turbidité initiale, la nature et la concentration de polluant, nature des électrodes et le temps d'électrolyse.

BIBLIOGRAPHIE

Références bibliographiques

- [1] **Gérard G. (1999).** L'eau usage et pollution : tome II, Institut National de La Recherche Agronomique, INRA Paris, 210 p.
- [2] **Berné F. (1998).** Traitement des eaux. Editions OPHRYS, 295 p.
- [3] **Crini C., Badot P-M. (2007).** Traitement et épuration des eaux industrielles polluées: procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique. Besançon : Presses Universitaires de Franche-Comté, 352 p.
- [4] **Metahri MS. (2012).** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. cas de la STEP est de la ville de tizi-ouzou. Thèse de doctorat, université Mouloud Mammeri De Tizi-Ouzou, 172 p.
- [5] **Meinck F., Stoof H., Kohlschutter H. (1977).** Les eaux résiduaires industrielles, 2^{ème} Edition; Masson, Paris, 863 p.
- [6] **Bechac JP., Boutill P. (1987).** Traitement des eaux usées, 2^{ème} édition. Eyrolles, 281 p.
- [7] **Desjardins R. (1997).** Le traitement des eaux, Presses inter Polytechnique, 304 p.
- [8] **Alain B., Laurenc B. (2001).** Pollution de l'eau et santé humaine. Laboratoire de biogénotoxicologie et mutagenèse environnementale. Université Euro-méditerranéen. TEHYS. 86 p.
- [9] **Divet L., Schulhof P. (1980).** Le traitement des eaux. Presses universitaires de France, 142p.
- [10] **Rodier J., Legube B., Merlet N. (2016).** L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Collection Technique et ingénierie. 10^{ème} édition, Dunod, 1824 p.
- [11] **Loumas A. (2007).** Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station HAMADI-KROMA DE SKIKDA, Mémoire de Magister, 120 p.
- [12] **Salmi D., Slimani K. (2014).** Application de l'électroflottation-électrocoagulation pour l'élimination d'un colorant textile Cas du Bleu d'indanthrène RS. Mémoire de Master, Université de Bejaia, 61 p.
- [13] **Boeglin J.C. (2006).** Traitements de précipitation par voie chimique; Traitements physico-chimiques de la pollution soluble. Technique de l'ingénieur, G1271, Paris, France.
- [14] **Dihang MD. (2007).** Mécanismes de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluées rencontrées en traitement des eaux. Thèse de doctorat; Université Paul Sabatier, Toulouse III. 157p.

- [15] **Degrémont SA** .(2005). Technique de l'eau - Tomes 2 . 10^{ème} édition, 1718p.
- [16] **Boeglin J.C. (2006)**. Traitements de séparation et concentration par membranes, Traitements physico-chimiques de la pollution soluble. Technique de l'ingénieur, G1271. Paris, France.
- [17] **Monzie I. (2003)**. Echange d'ions pour la production d'eau très pure. Etude des limitations cinétiques par la méthode des micro-colonnes Extension à l' électrodéionisation. Institut national polytechnique de lorraine, 257p.
- [18] **Sun LM., Meunier, F., Brodu, N., Manero MH. (2006)**. Adsorption - Aspects théoriques. Techniques de l'Ingénieur, J2730 V2. Paris, France.
- [19] **Boeglin J.C. (2006)**. Traitements d'adsorption. Traitements physico-chimiques de la pollution soluble. Technique de l'ingénieur, G1271. Paris, France.
- [20] **Khaoulani S. (2015)**. Traitement d'eaux usées par adsorption sur des polymères de cyclodextrine et développement de capteurs chimiques à base de membranes de verres de chalcogénures destinées à la détection des ions Hg^{2+} . Thèse de doctorat, Université du Littoral Côte d'Opale, 267p.
- [21] **Zaviska F., Drogui P., Mercier G., Blais. J-F. (2009)**. Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels: Application à la dégradation des polluants réfractaires. Revue des sciences de l'eau. 22(4) 461-573.
- [22] **Meknassi YF. (2003)**. Traitement biologique des eaux usées hautement riches en matières nutritives provenant d'abattoir de porcs dans un réacteur biologique séquentiel. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau, Université du Québec, 251p.
- [23] **Zongo I. (2009)**. Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de doctorat. L'institut national polytechnique de lorraine, 224p.
- [24] **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.
- [25] **Mollah M.Y.A., Morkovsky P., Gomes J.A.G., Kesmez M., Parga J., Cocke D.L. (2004)**. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. Journal of Hazardous Materials, 114(1-3) 199-210.
- [26] **Aidaoui D., Kouadri A. (2018)**. dégradation d'un colorant le gentiane violet par la technique de l'électrocoagulation. mémoire de Master, Université Akli Mohand Oulhadj Bouira, 67 p.

- [27] **Koby M. Taner Can, O., Bayramoglu M. (2003).** Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, B100 163-178.
- [28] **Holt P.K. Barton G.W., Mitchell C.A. (2005).** The future of electrocoagulation as a localized water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3)355-367.
- [29] **Drogui P., Blais JF., Mercier G. (2007).** Review of Electrochemical Technologies for Environmental Applications. *Recent Patents on Engineering*, 1(3)257-272.
- [30] **Fayad N. (2017).** Mise en œuvre du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées et pour la séparation et la purification de milieux biologiques. Thèse de doctorat. Université clermont auvergne. 207 p.
- [31] **Bennajah M. (2007).** Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation / électroflotation en réacteur airlift, thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 200 p.
- [32] **Oularbi R., Maharzi O. (2016).** Traitement des eaux usées urbaines de la ville d'Ain Defla par électrocoagulation. Mémoire de Master, Université Djilali Bounaama, 62 p.
- [33] **Chen G. (2004).** Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38 (1) 11-41.
- [34] **Chakchouk I., Elloumi N., Belaid C., Mseddi S., Chaari L., Kallel M. (2017).** A combined electrocoagulation–electrooxidation treatment for dairy wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 34(1)109-117.
- [35] **Chen X., Chen G., Yue P.L. (2000).** Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation, 19 (1-2)65-76.
- [36] **Kim J-K., Baek K., Ji S., Cheong Y., Yim G., Jang A. (2016).** Study on electrocoagulation parameters (current density, pH, and electrode distance) for removal of fluoride from groundwater. *Environmental Earth Sciences*. 75:45.
- [37] **Emamjomeh MM., Sivakumar M. (2009).** Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90 1663-1679.
- [38] **Kasiri-M. (2018).** Traitement des eaux usées colorées. International Book Market Service Limited, 256 p.
- [39] **Naidja N. (2010).** Elimination du colorant orange ii en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption. Mémoire de Magister. Université mentouri de constantine, 107 p.

- [40] **Ahmed Salah M., Souaci K. (2019).** Etude de la toxicité de certains additifs alimentaires (E102, E330) chez les Rattes wistar, Mémoire de Master académique en Sciences biologiques, Université Echahid Hamma Lakhdar - El OUED, 78 p.
- [41] **Houdjedj N. (2012).** Evaluation du risque toxicologique du colorant alimentaire tartrazine, à court terme chez les souris swiss. Thèse de doctorat, université d'Oran, 188 p.
- [42] **Bouanimba N. (2014).** Etude comparative de la dégradation photochimique et photocatalytique de quatre colorants: Impact de la structure chimique et corrélation entre l'adsorption et l'activité photocatalytique de TiO_2 . Thèse de doctorat, Université de constantine 1, 204 p.
- [43] **Lemerini W. (2016).** Contribution à l'étude de l'effet de quelques colorants azoïques alimentaires sur l'activité de la carboxylestérase porcine. Thèse de doctorat. Université Aboubekr Belkaid de Tlemcen, 109 p.
- [44] **Bendaia M., Hazourli S., Aitbara A., Nait Merzoug N. (2020).** Performance of electrocoagulation for food azo dyes treatment in aqueous solution: optimization, kinetics, isotherms, thermodynamic study and mechanisms. Separation science and technology. <https://doi.org/10.1080/01496395.2020.1806883>.

ملخص

إن المياه القذرة المنبعثة من المصانع التي تستعمل الملونات الغذائية تحتوي على كمية كبيرة من المواد العضوية كما أثبتتها التحاليل الفيزيوكيميائية و الميكروبيولوجية لبعض الدراسات لذا وجب معالجتها. في هذه الدراسة قمنا بإجراء عملية من النوع الكهرو كيميائي ، باستعمال التصفية بالتخثر الكهربائي السهل الغير مكلف، وتقييمها بتفحص الخاصية الأساسية و هي درجة التلون كخاصية ممثلة لصفاء المياه، فعالية هذه التقنية فاقت 99 % بالنسبة لهذه الخاصية و ذلك بكثافة التيار قدرت ب 2 mA/cm^2 . من جهة أخرى، للتأكد من فعالية هذه التقنية الكهروكيميائية يجب تقييم تأثير المعايير الأخرى كالأس الهيدروجيني، شدة التيار الكهربائي، نوعية الأقطاب الكهربائية و كذلك المسافة بينهما، الناقلية الخ النتائج المحصل عليها جد مرضية و يمكن تطبيقها على معالجة المياه القذرة الملونة بالتخثر الكهربائي مع تقليص الوقت و ثمن المعالجة و ذلك بأخذ عين الاعتبار كل العوامل المؤثرة على هذه التقنية.

الكلمات الدالة : درجة التعكر، التخثر الكهربائي ، المياه القذرة ، الملونات الغذائية.

Résumé

La caractérisation des eaux résiduaires colorées des industries agroalimentaires, par l'analyse d'un certain nombre de paramètres physico-chimique et microbiologique, a montré la nécessité de traiter ces eaux.

Dans cette étude nous avons opté pour un traitement de clarification électrochimique reconnu d'emploi facile et peu coûteux appelé électrocoagulation. Comme il est compliqué de contrôler l'efficacité du traitement par le contrôle de tous les paramètres, nous avons opté de suivre la coloration en tant que paramètre représentatif de la clarification de l'eau étudiée. L'efficacité du traitement a atteint un taux supérieur à 99 % avec une densité de 2 mA/cm^2 pour le paramètre de la coloration. Par ailleurs, une meilleure optimisation de ce procédé nécessite l'étude de l'effet des paramètres clés comme le pH, la densité de courant, types d'électrodes et la distance entre eux, la conductivitéetc.

Les résultats obtenus peuvent être validés sur le traitement d'électrocoagulation, réduisant ainsi le temps et le coût liés à l'analyse des paramètres étudiés.

Mots clés : Turbidité, Électrocoagulation, eaux usées, colorants alimentaires.