

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE  
UNIVERSITE MOHAMED BOUDIAF - M'SILA

FACULTE : TECHNOLOGIE

DEPARTEMENT : HYDRAULIQUE

N° : .....



DOMAINE : SCIENCES ET TECHNOLOGIES

FILIERE : HYDRAULIQUE

OPTION : HYDRAULIQUE URBAINE

**Mémoire présenté pour l'obtention  
du diplôme de Master Académique**

Par : **Mohamed Mahmoud Mohamed Lemine ABDI**

et

**Elmoustapha Khattri ELMOUSTAPHA**

**Intitulé**

**L'apport de l'électrocoagulation dans le domaine  
d'épuration des eaux usées – Etat de l'art et  
perspectives**

**Soutenu devant le jury composé de:**

Guemache Abderezak

Université de M'sila

Président

Merzouk Belkacem

Université de M'sila

Rapporteur

Tiaiba Mohammed

Université de M'sila

Co-Rapporteur

Ghodbane Messaoud

Université de M'sila

Examineur

**Année universitaire : 2020 /2021**

# Remerciements

Au terme de ce modeste travail, nous tenons à remercier **Dieu** le tout puissant de nous avoir donné le courage, la volonté et la patience pour achever ce mémoire de fin d'études.

Nous tenons à exprimer à Monsieur le **Professeur MERZOUK Belkacem**, notre Directeur de mémoire, notre profonde reconnaissance pour l'encadrement et les conseils qu'il nous a apportés. Il nous a transmis ses connaissances scientifiques et nous a supportés pendant nos travaux en brillant par sa gentillesse, sa générosité et ses encouragements. Nous tenons également à remercier notre Co-encadreur, Monsieur le **Docteur TIAIBA Mohammed**, et à lui exprimer notre gratitude pour son aide et ses conseils prodigués tout au long de cette étude.

Nos vifs remerciements vont également à **M<sup>me</sup>. AOUINA Samia** et **Mr. SILM Mourad** et à tout le personnel des laboratoires d'hydraulique en particulier et de l'Université de M'sila en général.

Nos vifs remerciements vont également à tous les **enseignants** et le **personnel** du Département d'Hydraulique et de l'Université de M'sila.

Nous tenons à remercier notre cher pays la **Mauritanie**, de nous avoir donné la chance de terminer nos études universitaires.

Nos remerciements vont également à notre deuxième pays l'**Algérie**, qui nous a reçu à bras ouverts, et qui n'a épargné aucun effort pour nous supporter et soutenir tout au long de cette période, un tel soutien restera à jamais gravé dans nos cœurs.

Enfin, Merci à tous ceux qui, de près ou de loin, ont participé directement ou indirectement à la réalisation de ce travail.

**Mohamed Mahmoud Mohamed Lemine ABDI**

et

**EL Moustapha Khattri EL MOUSTAPHA**

# ***DÉDICACE***

***Je dédie ce mémoire de fin d'études :***

- *A ma mère*
- *A mes frères Isselmou, Khallihenna et Cheikh Bay*
- *A mes sœurs*
- *A mes amis Mohamed Lemine, Ismail, Cheikh Ahmed, Dah, Mohamed Mahmoud, Kebir, Moustapha, Deddahi et Sidna*
- *A toute ma famille pour son sacrifice afin d'atteindre mon but*
- *A tous les étudiants et étudiantes de ma promotion*
- *A tous ceux qui me sont chers.*

*Mohamed Mahmoud Mohamed Lemine ABDI*

# ***DÉDICACE***

***Je dédie ce mémoire de fin d'études :***

- ***A mon père***
- ***A ma mère***
- ***A mes frères***
- ***A mes sœurs***
- ***A toute ma famille et mes amis pour leurs sacrifices afin d'atteindre mon  
but***
- ***A tous ceux qui me sont chers***
- ***A mes amis Lemrabot Sidi Mahmoud, Sidi Abdoulah, Dedahi Elghailani***

**El Moustapha Khattri El Moustapha**

## Résumé

Ce travail avait pour objectif l'étude de l'élimination du colorant rouge nylosan présent dans les effluents des industries de textile en utilisant un réacteur continu d'EC.

Les résultats trouvés ont montré que :

- Les valeurs moyennes des rendements faradiques sont toutes inférieures à l'unité (1), sauf pour la connexion monopolaire en série (MP-S), où on a enregistré une valeur de 1.16.
- Pour le courant alternatif, les rendements d'élimination de la turbidité étaient inférieurs à 15.78% pour sous de faibles densités de courant (100 et 200 A/m<sup>2</sup>) pour les trois modes de connexion (MP, BP, MP-S). Pour le mode (MP-P) et avec 300 A/m<sup>2</sup>, le taux d'élimination de la turbidité a atteint 56.25 % après une heure de traitement. L'augmentation de la densité de courant à 400 et à 450 A/m<sup>2</sup>, nous a permis d'atteindre un taux d'abattement de la turbidité de 88.8 % et 95.62 %, respectivement.
- Pour le courant continu, le procédé a bien fonctionné pour tous les modes de connexion étudiés, avec des taux d'élimination de la turbidité allant de 94.13 à 99.42 % pour une densité de courant à 100 et 300 A/m<sup>2</sup>, respectivement.
- La connexion monopolaire parallèle (MP-P) à 2 et à 4 électrodes est la plus efficace sur tous les plans y compris celui de la consommation énergétique.

**Mots clés :** *Electrocoagulation, Electrodes en aluminium, Turbidité, Colorant, Connexion des électrodes, Courant continu, Courant alternatif, Rendement faradique.*

## Abstract

The objective of this work was to study the elimination of the nylosan red dye present in the effluents of the textile industries using a continuous EC reactor.

The results found showed that:

- The average faradic yield values are all less than unity (1), except for the monopolar series connection (MP-S), where a value of 1.16 has been recorded.
- For alternating current, the turbidity removal efficiencies were less than 15.78 % at low current densities (100 and 200 A/m<sup>2</sup>) for the three connection modes (MP, BP, MP-S). For the (MP-P) mode and with 300 A/m<sup>2</sup>, the turbidity removal rate reached 56.25 % after one hour of treatment. Increasing the current density to 400 and 450 A/m<sup>2</sup>, allowed us to achieve a turbidity removal rate of 88.8 % and 95.62 %, respectively.
- For direct current, the process performed well for all connection modes studied, with turbidity removal rates ranging from 94.13 to 99.42% for a current density of 100 and 300 A / m<sup>2</sup>, respectively.
- The parallel monopolar connection (MP-P) with 2 and 4 electrodes is the most efficient in all aspects including that of energy consumption.

**Keywords:** *Electrocoagulation, Aluminum electrodes, Turbidity, Dye, Electrode connection, Direct current, Alternating current, Faradic yield.*

## ملخص

كان الهدف من هذا العمل دراسة إزالة صبغة النيولوزان الحمراء من النفايات السائلة لصناعة النسيج باستخدام مفاعل التخثر الكهربائي المستمر.

أظهرت النتائج أن:

- متوسط قيم الكفاءة الفارادية كلها أقل من الوحدة (1) ، باستثناء توصيل السلسلة أحادي القطب (MP-S) ، حيث تم تسجيل قيمة 1.16.

- بالنسبة للتيار المتناوب ، كانت كفاءة إزالة العكارة أقل من 15.78% عند كثافة تيار منخفضة (100 و 200 A/m<sup>2</sup>) لأنماط التوصيل الثلاثة (MP ، BP ، MP-S). بالنسبة لوضع (MP-P) وبواسطة 300 A/m<sup>2</sup> ، وصل معدل إزالة العكارة إلى 56.25% بعد ساعة واحدة من العلاج. زيادة كثافة التيار إلى 400 و 450 A/m<sup>2</sup> ، سمح لنا بتحقيق معدل الحد من التعكر بنسبة 88.8% و 95.62% على التوالي.

- بالنسبة للتيار المستمر ، تمت العملية بشكل جيد لجميع أوضاع التوصيل المدروسة ، حيث تراوحت معدلات إزالة التعكر من 94.13 إلى 99.42% لكثافة تيار تبلغ 100 و 300 A/m<sup>2</sup> على التوالي.

- يعتبر التوصيل أحادي القطب المتوازي (MP-P) مع قطبين و 4 أقطاب هو الأكثر كفاءة في جميع الجوانب بما في ذلك استهلاك الطاقة.

**الكلمات المفتاحية:** التخثر الكهربائي ، أقطاب الألومنيوم ، التعكر ، صبغ ، توصيل الأقطاب ، التيار المستمر ، التيار المتناوب ، الكفاءة الفارادية.

## *Liste des tableaux*

## Liste des tableaux

<b>N° du Tableau</b>	<b>Titre</b>	<b>Page</b>
Tableau I.1	Différentes activités d'une entreprise textile et les effluents associés	9-10
Tableau I.2	Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents textiles	12
Tableau I.3	Traitements possibles pour les rejets textiles et leurs avantages et inconvénients associés	16
Tableau I.4	Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions	23
Tableau I.5	Résumé des applications d'EC (2010 – 2021)	27-32
Tableau II.1	Propriétés du Rouge Nylosan N-2RBL	36
Tableau III.1	Valeurs moyennes du rendement faradique	44

## *Liste des figures*

## Liste des figures

N° de la Figure	Titre	Page
Figure I.1	Conséquences de la bioaccumulation après déversement de substances toxiques dans un cours d'eau	11
Figure I.2	Schéma du procédé de traitement classique d'un rejet textile	13
Figure I.3	Schéma du principe de l'électrocoagulation - électroflottation	19
Figure I.4	Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires	21
Figure I.5	Connexion en série d'électrodes monopolaires	22
Figure I.6	Connexion des électrodes bipolaires	23
Figure I.7	Décomposition de la tension de cellule électrochimique	25
Figure II.1	Schéma du dispositif expérimental d'EC en régime continu	34
Figure II.2	Les modes de connexion d'électrodes étudiés	35
Figure II.3	Formule développée du Rouge Nylosan	36
Figure II.4	Spectre d'absorption UV-visible du colorant étudié	36
Figure II.5	Courbe d'étalonnage du colorant au maximum d'absorption	37
Figure II.6	pH Mètre "Hanna pH 210"	38
Figure II.7	Conductimètre "Hanna, EC214"	38
Figure II.8	Turbidimètre Hanna "HI88703"	38
Figure II.9	Composition élémentaire du métal des électrodes utilisées par MEB	40
Figure III.1	Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (MP - 2 électrodes): $Q = 15$ L/h, $\kappa = 680$ $\mu$ S/cm	42
Figure III.2	Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (BP - 4 électrodes): $Q = 15$ L/h, $\kappa = 880$ $\mu$ S/cm	42
Figure III.3	Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (MP-S - 4 électrodes): $Q = 15$ L/h, $\kappa = 1800$ $\mu$ S/cm	43
Figure III.4	Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (MP-P - 4 électrodes): $Q = 15$ L/h, $\kappa = 1000$ $\mu$ S/cm	43
Figure III.5	Concentration théorique et expérimentale d'Al au cours de l'EC : Connexion MP-P - 4 électrodes, $j = 300$ A/m <sup>2</sup> , $Q = 15$ L/h, $\kappa = 1100$ $\mu$ S/cm	44
Figure III.6	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100$ mg/L, $pH_{initial} = 7.92$ , $Q = 15$ L/h, $\kappa = 680$ $\mu$ S/cm	46
Figure III.7	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100$ mg/L, $pH_{initial} = 7.92$ , $Q = 15$ L/h, $\kappa = 880$ $\mu$ S/cm	46
Figure III.8	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100$ mg/L, $pH_{initial} = 8.22$ , $Q = 15$ L/h, $\kappa = 1800$ $\mu$ S/cm	47
Figure III.9	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100$ mg/L, $pH_{initial} = 8.18$ , $Q = 15$ L/h, $\kappa = 1000$ $\mu$ S/cm	47

Figure III.10	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $pH_{initial} = 8.24$ , $Q = 15 \text{ L/h}$ , $\kappa = 1000 \text{ }\mu\text{S/cm}$	48
Figure III.11	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $pH_{initial} = 7.92$ , $Q = 15 \text{ L/h}$ , $\kappa = 1800 \text{ }\mu\text{S/cm}$	48
Figure III.12	Figure III.12 : Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $pH_{initial} = 8.22$ , $Q = 15 \text{ L/h}$ , $\kappa = 1900 \text{ }\mu\text{S/cm}$	49
Figure III.13	Effet de la densité de courant $j$ et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $pH_{initial} = 8.21$ , $Q = 15 \text{ L/h}$ , $\kappa = 1000 \text{ }\mu\text{S/cm}$	49
Figure III.14	Effet du type de courant sur l'élimination de la turbidité: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $Q = 15 \text{ L/h}$ , $\kappa = 1000 \text{ }\mu\text{S/cm}$	50
Figure III.15	Figure III.15 : Effet de la connexion électrique et de type de courant sur la tension entre les électrodes pour le cas du courant alternatif : $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	51
Figure III.16	Effet de la connexion électrique et de type de courant sur la tension entre les électrodes pour le cas du courant continu : $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	51
Figure III.17	Evolution du pH au cours de l'EC en fonction du temps : $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	53
Figure III.18	Evolution de l'énergie électrique spécifique consommée ( $E_{dye}$ ) en fonction du temps : $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $j = 300 \text{ A/m}^2$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	54
Figure III.19	Evolution de l'énergie par $\text{m}^3$ d'eau traitée ( $E_{water}$ ) en fonction du temps : $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $j = 300 \text{ A/m}^2$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	54
Figure III.20	Evolution de la consommation des électrodes ( $\mu_{Al}$ ) en fonction du temps : $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $j = 300 \text{ A/m}^2$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	55
Figure III.21	Allures des courbes de décantation de l'interface boues-surnageant: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $j = 300 \text{ A/m}^2$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	56
Figure III.22	Degré de clarification de la solution à traiter: $C_i = 100 \text{ mg/L}$ , $j = 300 \text{ A/m}^2$ , $Q = 15 \text{ L/h}$	56

# *Sommaire*

# SOMMAIRE

<b>Introduction générale</b> .....	01
------------------------------------	----

## **Chapitre I: Synthèse bibliographique**

I.1. Introduction .....	03
I.2. Généralités sur la pollution .....	03
I.2.1. Définition .....	03
I.2.2. Origine et nature des eaux usées .....	03
I.2.3. Conséquences de la pollution .....	05
I.2.4. Paramètres d'évaluation de la pollution .....	06
I.3. L'industrie de textile .....	09
I.3.1. Présentation de l'industrie textile .....	09
I.3.2. Identification des principaux procédés et rejets associés .....	09
I.4. Pourquoi les rejets textiles sont-ils dangereux ? .....	10
I.4.1. Les dangers évidents .....	10
I.4.2. Les dangers à long terme .....	11
I.4.3. Législation sur l'environnement .....	11
I.5. Traitement des rejets de textiles .....	12
I.5.1. Méthodes biologiques .....	13
I.5.2. Méthodes physiques .....	14
I.5.3. Méthodes physico-chimiques .....	15
I.5.4. Méthodes chimiques .....	15
I.6. L'électrocoagulation, une solution pour le traitement des effluents de l'industrie de textile .....	16
I.6.1. Introduction .....	16
I.6.2. Origine et évolution du procédé d'électrocoagulation .....	17
I.6.3. Principe de l'électrocoagulation .....	18
I.6.4. Réactions électrochimiques aux électrodes .....	20
I.6.5. Paramètres influençant le procédé d'EC .....	21
I.6.6. Les différents modes de connexions électriques .....	21
I.6.7. Principales lois de l'électrolyse .....	23
I.6.8. Exemples d'application du procédé d'électrocoagulation .....	26
I.7. Conclusion de la bibliographie .....	32

## Chapitre II : Matériel et méthodes

II.1. Introduction .....	33
II.2. Réacteur d'électrocoagulation .....	33
II.3. Méthodologie .....	34
II.4. Caractéristiques du colorant Rouge Nylosan .....	35
II.4.1. Spectre d'absorption en <i>UV-visible</i> .....	36
II.5. Méthodes analytiques .....	37
II.5.1. Suivi des paramètres en ligne .....	37
II.5.2. L'analyse chimique .....	38
II.6. L'énergie consommée .....	39
II.7. Les électrodes utilisées .....	39

## Chapitre III : Résultats et discussions

III.1. Introduction .....	41
III.2. Etude des rendements faradiques .....	41
III.2.1. Connexion monopolaire à 2 électrodes (MP) .....	42
III.2.2. Connexion bipolaire à 4 électrodes (BP) .....	42
III.2.3. Connexion monopolaire en série à 4 électrodes (MP-S) .....	43
III.2.4. Connexion monopolaire en parallèle à 4 électrodes (MP-P) .....	43
III.3. Influence du type de courant électrique sur l'élimination de la turbidité .....	45
III.3.1. Courant alternatif .....	45
III.3.2. Courant continu .....	48
III.3.3. Comparaison entre AC et DC .....	50
III.4. Evolution de la tension .....	51
III.5. Evolution du pH .....	52
III.6. Calcul énergétique.....	53
III.7. Suivi de la décantation.....	55
III.8. Conclusion partielle .....	57
<b>Conclusion générale</b> .....	<b>58</b>

Références bibliographiques

# *Introduction générale*

## **Introduction générale**

L'eau est la matière la plus importante sur notre planète. Sa disponibilité ainsi que son abondance jouent un rôle fondamental dans le développement et l'évolution des sociétés.

La majeure partie de sa contamination est due aux différentes activités de l'homme à savoir l'activité industrielle, agricole et le transport. Parmi les activités qui polluent, on peut citer l'activité industrielle qui est responsable de la majorité de la pollution dans ses différentes formes. Il y a aussi l'utilisation intensive des engrais qui contiennent des métaux lourds et aussi l'utilisation des pesticides et insecticides. On peut citer aussi les rejets des médicaments par les services de soins ou par les foyers. Ajoutant à toutes ces pollutions, celle générée par la nature à savoir les volcans, les tremblements des terres, les tsunamis et les incendies de forêts.

Parmi les industries polluantes et consommatrices d'eau en grandes quantités, on distingue celles du textile. Ces industries rejettent des quantités importantes d'effluents colorés et fortement chargés en DCO (Demande Chimique en Oxygène). L'épuration de ce type d'effluents industriels nécessite un prétraitement avant d'être acheminés vers une station de traitement biologique classique. L'un des phénomènes les plus alarmants est la croissante accumulation de substances récalcitrantes difficilement biodégradables dans les eaux.

Les méthodes conventionnelles généralement utilisées pour l'élimination des effluents industriels, sont principalement les traitements biologiques et physicochimiques ainsi que leurs diverses combinaisons.

Parmi les progrès les plus récents dans le traitement des eaux, l'électrocoagulation (EC) est particulièrement bien adapté pour le traitement des effluents de l'industrie textile très fortement chargés en DCO et en DBO, et en pigments. Son principe de fonctionnement repose sur la formation au sein de l'eau que l'on souhaite épurer, des floccs d'hydroxydes métalliques par électro-dissolution d'anodes solubles (le fer et l'aluminium sont les matériaux d'anode les plus utilisés).

L'objectif de notre travail est l'application du procédé d'EC en vue d'élimination d'un colorant textile (Rouge nylosan), en utilisant un réacteur continu et des électrodes en aluminium.

Le travail présenté dans ce mémoire est structuré en trois chapitres :

- Le premier chapitre de notre étude est une synthèse bibliographique où sont successivement abordés : les différents types de pollution, l'impact environnemental, les principaux procédés de traitement des rejets de l'industrie textile, la présentation du procédé d'EC et les différents processus intervenant dans son fonctionnement, et en fin, une revue bibliographiques des articles scientifiques sur le traitement des effluents industriels liquides traités par EC sont présentés.
- Le deuxième chapitre est consacré à la description du matériel et les méthodes utilisés.
- Le troisième chapitre est dédié à la présentation et la discussion des résultats obtenus.

Une conclusion générale résumant l'ensemble des résultats obtenus durant cette étude et quelques perspectives de recherche viendront clore ce manuscrit.

# **Chapitre I**

## ***Synthèse bibliographique***

## Chapitre I: Synthèse bibliographique

### I.1. Introduction

L'eau est considérée comme un patrimoine commun à toute l'humanité, et l'Homme est dépendant de l'eau à la fois pour son alimentation et ses autres activités. L'augmentation des activités génératrices de pollution et la diversification des sources de contamination (secteur agricole, industrie, urbanisation, transports...) ont augmenté les pressions s'exerçant sur les milieux aquatiques, et accentué les problèmes de disponibilité et de qualité générale de l'eau. L'eau, ressource vitale, est un enjeu stratégique mondial. Tous les acteurs impliqués dans la gestion de cette ressource sont unanimement convaincus qu'il faut la protéger. Par conséquent, il est peut être utile de discuter, ne serait-ce brièvement, les différents types et sources de pollution de l'eau rencontrés assez fréquemment.

### I.2. Généralités sur la pollution

#### I.2.1. Définition

La pollution des eaux correspond est " tout fait" susceptible de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques 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. Toutefois, avant de concevoir tout procédé d'épuration, il est impératif de caractériser l'effluent à traiter, quantitativement et qualitativement.

#### I.2.2. Origine et nature des eaux usées

##### I.2.2.1. Origine des eaux usées

Les eaux usées proviennent principalement de quatre sources [1] :

- Les eaux usées domestiques
- Les eaux usées industrielles
- Les eaux de pluie et de ruissellement dans la ville
- Le ruissellement dans les zones agricoles.

**a) Eaux usées domestiques**

Ces eaux sont constituées par :

- Eaux usées ménagères provenant des usages domestiques : eaux de bain, de lessive.
- Eaux vannes : urines, et matières fécales.

En général, ces eaux sont chargées en matières organiques, graisses et des produits d'entretiens ménagers. Elles présentent une bonne biodégradabilité.

**b) Eaux usées industrielles**

Ces eaux proviennent des différentes usines de fabrication ou de transformation. La qualité de ces eaux varie suivant le type d'industrie. Elles peuvent être chargées en matières toxiques difficilement biodégradables qui nécessitent un traitement spécifique.

**c) Eaux de ruissellement**

Ce sont des eaux de pluies et de lavage des chaussées. Ces eaux sont caractérisées par la présence des matières en suspension en grande majorité, ainsi que des hydrocarbures provenant de la circulation automobile.

**d) Eaux de caractéristiques mixtes**

Ces eaux issues d'un mélange entre les deux sources d'eaux usées, industrielles et urbaines Elles sont parfois très chargées, ce qui rend leur composition variable.

**e) Eaux usées agricoles**

Ce sont des eaux de drainage et des rejets de fermes. Elles se caractérisent par la présence de fortes concentrations de pesticides et d'engrais. Elles ont une valeur fertilisante très importante.

***1.2.2.2. Les types de pollutions des eaux***

La pollution des eaux usées se manifeste sous forme minérale organique et microbiologique.

**a) Pollution minérale**

Elle est constituée essentiellement des métaux lourds en provenance des industries métallurgiques, de traitement de minerais. On peut citer quelques-uns, comme le plomb, le cuivre, le fer, le zinc, et le mercure. Il y'a aussi le cas de certains sels à forte concentration. Ces éléments sont non biodégradables et de ce fait un traitement tertiaire devient plus que nécessaire.

**b) Pollution organique**

La pollution organique des eaux usées urbaines se compose principalement de protides, de glucides et de lipides ainsi que des détergents utilisés par les ménages. Il est à noter l'existence

d'autres substances organiques utilisées ou fabriquées industriellement, c'est le cas des phénols, des aldéhydes, et des composés azotés.

### **c) Pollution microbiologique**

Le rejet urbain en général présente des conditions très favorables à la prolifération de certains germes pathogènes et d'organismes vivants. On peut citer les virus, les bactéries, les protozoaires, les vers et les microchampignons. Ces différents éléments garantissent une masse permanente en germes utiles à l'épuration par biodégradation.

#### ***1.2.3. Conséquences de la pollution***

Les conséquences de la pollution des eaux de surface peuvent être classées en cinq principaux groupes, à savoir :

##### ***1.2.3.1. Conséquences sanitaires***

Les conséquences sanitaires sont donc celles à prendre en compte en priorité. Elles peuvent être liées à l'ingestion d'eau, de poissons, mais aussi au simple contact avec le milieu aquatique pollué. La conséquence sanitaire d'une pollution est variable dans le temps en fonction de l'usage, elle est immédiate si on utilise cette eau pour l'alimentation en eau potable [2].

##### ***1.2.3.2. Conséquences écologiques***

Les conséquences écologiques se mesurent en comparant l'état du milieu pollué par rapport à ce qu'il aurait été sans pollution. Elles sont à considérer au travers l'affectation de la biodiversité et la productivité d'un milieu aquatique :

- Réduction des potentialités d'exploitation du milieu (pêche, aquaculture, tourisme, promenade...) à court et à long terme ;
- Perturbation du fonctionnement trophique ;
- Risque accru d'eutrophisation conduisant à un déséquilibre écologique qui affecte la diversité taxonomique (dégradation du milieu biologique).

##### ***1.2.3.3. Conséquences agricoles***

L'eau est, dans certaines régions, largement utilisée pour l'arrosage ou l'irrigation, souvent sous forme brute (non traitée).

La texture du sol (complexe argilo humique), sa flore bactérienne, les cultures et le bétail, sont sensibles à la qualité de l'eau.

De même, les boues issues du traitement des eaux usées pourront, si elles contiennent des produits toxiques (métaux lourds) être à l'origine de la pollution des sols [2].

#### ***1.2.3.4. Conséquences industrielles***

L'industrie est un grand consommateur d'eau, La qualité requise pour les utilisations industrielles est souvent élevée, tant sur le plan chimique (minéralisation, corrosion, entartrage), que biologique (problème de bio-fouling, c'est-à-dire d'encrassement des canalisations par des organismes). Le développement industriel peut donc être stoppé par la pollution (c'est une des raisons pour laquelle la "*préoccupation pollution*" est apparue d'abord dans les pays industrialisés) [2].

#### ***1.2.3.5. Conséquences esthétiques***

Cette catégorie de conséquence, pour être la plus subjective, n'en est pas moins importante. Il s'agit de pollution n'ayant pas de conséquences sanitaires ou écologiques importantes, mais perturbant l'image d'un milieu (par exemple : des bouteilles en plastiques ou du goudron rejeté sur une plage). Nous pouvons inclure dans cette catégorie, les problèmes de goût de l'eau (le chlore en AEP). Les flottants et débris solides divers, qui occasionnent des nuisances esthétiques, dans la plupart des cas dangereux pour le milieu (carcasses de véhicules abritant des populations animales qui sont beaucoup plus riches que le milieu environnant).

Les conséquences esthétiques sont, par définition, les plus perceptibles, et c'est donc celles dont les riverains et le grand public auront, en premier, conscience [2].

#### ***1.2.4. 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 [3].

##### ***1.2.4.1. Paramètres organoleptiques***

###### **➤ 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 de composés organiques colorés. Elle est donc très souvent synonyme de la présence des composés dissous [4].

###### **➤ L'Odeur la saveur**

Les eaux résiduaires industrielles se caractérisent par une odeur de moisi. Toute odeur est signée de pollution qui est due à la présence de matières organiques en décomposition [4]. Elles proviennent des composés azotés ou soufrés : (amines, ammoniacque...). Mais la molécule qui pose le plus de problème est l'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S), qui possède une odeur caractéristique

d'œuf pourri. La saveur de l'eau est due à de nombreuses molécules (fer, manganèse, le chlore actif...) et ne révèle pas si l'eau est polluée ou non. Des eaux peuvent avoir une saveur salée.

#### **I.2.4.2. Paramètres physicochimiques**

##### **➤ La température**

Elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier l'O<sub>2</sub>) 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 [4].

##### **➤ 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 5 et 9) [4].

##### **➤ 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 plupart 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 [5].

##### **➤ 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.

##### **➤ Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)**

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 **DBO<sub>5</sub>** 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 5 jours à 20 °C, et dans l'obscurité par certains microorganismes présents dans l'eau.

➤ **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 retombées de matières atmosphériques en suspension.

**I.2.4.3. Paramètres complémentaires**

➤ **Le phosphore**

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

- Sels minéraux (orthophosphates, polyphosphates) ;
- Composés organiques.

La présence des orthophosphates 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 polyphosphates sont utilisés dans de nombreuses unités industrielles et industries pharmaceutiques. Les polyphosphates peuvent être toxiques pour l'homme et sont considérés responsables des accidents cardiaques et vasculaires [1].

Le phosphore est un élément indispensable à la vie des algues, la présence de phosphore entraîne un risque d'eutrophisation des cours d'eau ou des lacs, c'est-à-dire, que celui-ci peut se voir envahi par un développement excessif de la population algale.

➤ **Azote**

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

- Forme oxydée : azote nitreux ( $\text{NO}_2^-$ ) et nitrique ( $\text{NO}_3^-$ )
- Forme moléculaire : azote dissous  $\text{N}_2$
- Forme réduite : azote organique (ammoniaque) ( $\text{NH}_4^+$ ).

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 [1].

➤ **Les métaux lourds**

Ce sont les métaux dont le poids atomique est supérieur à celui du fer (55,845 g/mole). Ils sont pour certains très dangereux parce que potentiellement toxiques, non-biodégradables et bio-cumulables dans les chaînes alimentaires. Ils sont principalement d'origine industrielle. 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 élimination se fait au cours de la phase de décantation, filtration du traitement [1].

### I.3. L'industrie de textile

#### I.3.1. Présentation de l'industrie textile

L'industrie textile rassemble de très nombreux métiers tout au long d'une chaîne de transformation partant de matières fibreuses jusqu'à des produits semi-ouvrés ou entièrement manufacturés.

La première étape consiste en la transformation de matières premières issues de fibres naturelles, artificielles ou synthétiques en fils. Les métiers associés sont la filature, le guipage, le moulinage ou encore la texturation.

A partir des fils unidimensionnels, les techniques de tissage et de tricotage permettent d'obtenir des surfaces textiles bidimensionnelles (voire tridimensionnelles). Ces surfaces sont alors très souvent ennoblies pour leur donner de la couleur (teinture, impression) ou des propriétés particulières (apprêts chimiques, apprêts mécaniques, enduction, contre-collage, etc.).

#### I.3.2. Identification des principaux procédés et rejets associés

Dans l'industrie textile, on peut trouver comme activités :

**Tableau I.1 : Différentes activités d'une entreprise textile et les effluents associés [6]**

Activités	Rejets associés
Préparation des fibres	Rejets liquides fortement chargés en suspension et matières organiques.
Filature	Aucun rejet liquide (exception pour la filature du lin dite mouillée qui permet d'obtenir des fils fins : rejets équivalents à ceux provenant de la préparation de la laine). Rejet gazeux constitués essentiellement de poussières.
Tissage/tricotage	Présence de poussières. Présence d'agents d'encollage. Mais faible consommation en eau, activité considérée comme peu polluante.
Ennoblement : Prétraitement (désencollage, désensimage, débouillissage, mercerisage) Blanchiment	Rejets contenant des huiles, des cires, de la soude, des détergents et des produits auxiliaires. Les prétraitements représentent 50% de la pollution organique liée à l'ennoblissement. 7% du volume des effluents liées à l'ennoblissement. Eaux de blanchiment (présence d'organochlorés) 69% du volume des effluents liés à l'ennoblissement. Essentiellement constitués d'eau, de colorants non fixés (colorants utilisés

Teinture	souvent insolubles dans l'eau). 12% du volume des effluents liés à l'ennoblissement.
Impression	Eaux d'impression : colorants (même type qu'en teinture mais en concentrations plus importantes), liants, adjuvants (fixation des colorants), épaississant (pour éviter le couplage de la couleur). 10% du volume des effluents liés à l'ennoblissement.
Apprêts chimiques	Eaux de vidange et de nettoyage des machines (produits chimiques). 2% du volume des effluents liés à l'ennoblissement. Rejets gazeux.

Toutes ces activités sont à l'origine de rejets liquides et/ou gazeux. Toutefois l'activité la plus polluante est l'ennoblissement [6,7].

#### **I.4. Pourquoi les rejets textiles sont-ils dangereux ?**

##### ***I.4.1. Les dangers évidents***

###### ***a) Eutrophisation***

Sous l'action des microorganismes, les colorants libèrent des nitrates et des phosphates dans le milieu naturel. Ces ions minéraux introduits en quantité trop importante peuvent devenir toxiques pour la vie piscicole et altérer la production d'eau potable. Leur consommation par les plantes aquatiques accélère leur prolifération anarchique et conduit à l'appauvrissement en oxygène par inhibition de la photosynthèse dans les strates les plus profondes des cours d'eau et des eaux stagnantes.

###### ***b) Sous-oxygénation***

Lorsque des charges importantes de matière organique sont apportées au milieu via des rejets ponctuels, les processus naturels de régulation ne peuvent plus compenser la consommation bactérienne d'oxygène. *Manahan* [8] estime que la dégradation de 7 à 8 mg de matière organique par des micro-organismes suffit pour consommer l'oxygène contenu dans un litre d'eau.

###### ***c) Couleur, turbidité, odeur***

L'accumulation des matières organiques dans les cours d'eau induit l'apparition de mauvais goûts, prolifération bactérienne, odeurs pestilentielles et colorations anormales. *Willmott et al.* [9] ont évalué qu'une coloration pouvait être perçue par l'œil humain à partir de  $5 \cdot 10^{-6}$  g/L. En dehors de l'aspect inesthétique, les agents colorants ont la capacité d'interférer avec la transmission de la lumière dans l'eau, bloquant ainsi la photosynthèse des plantes aquatiques.

### 1.4.2. Les dangers à long terme

#### a) La persistance

Les colorants organiques synthétiques sont des composés impossibles à épurer par dégradations biologiques naturelles [10]. Cette persistance est due principalement à leur réactivité chimique :

- Les composés insaturés sont moins persistants que les saturés.
- Les alcanes sont moins persistants que les aromatiques.
- La persistance des aromatiques augmente avec le nombre de substituants.
- Les substituants halogènes augmentent plus la persistance des colorants que les groupements alkyles.

#### b) Bio-accumulation

Si un organisme ne dispose pas de mécanismes spécifiques, soit pour empêcher la résorption d'une substance, soit pour l'éliminer une fois qu'elle est absorbée, alors cette substance s'accumule. Les espèces qui se trouvent à l'extrémité supérieure de la chaîne alimentaire, y compris l'homme, se retrouvent exposées à des teneurs en substances toxiques pouvant aller jusqu'à cent mille fois plus élevées que les concentrations initiales dans l'eau.

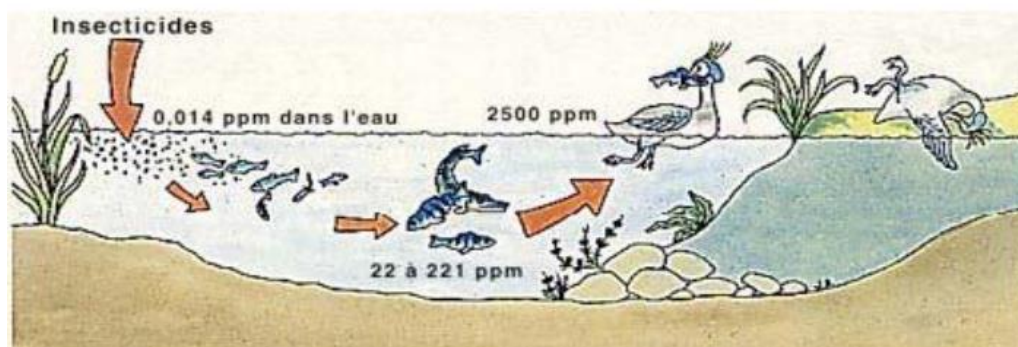


Figure I.1 : Conséquences de la bioaccumulation après déversement de substances toxiques (insecticides) dans un cours d'eau [11]

#### c) Cancer

Si la plupart des colorants ne sont pas toxiques directement, une portion significative de leurs métabolites l'est [12]. Leurs effets mutagènes, tératogènes ou cancérigènes apparaissent après dégradation de la molécule initiale en sous-produits d'oxydation : amine cancérigène pour les azoïques [13], et leuco-dérivé pour les triphénylméthanés [14].

#### d) Sous-produits de chloration (SPD)

Le chlore utilisé pour éliminer les microorganismes pathogènes réagit avec la matière organique pour former des trihalométhanes (THM) pouvant atteindre plusieurs centaines de mg/L. Les SPD sont responsables de développement de cancer du foie, des poumons, des reins et de la peau chez l'homme [15,16].

#### I.4.3. Législation sur l'environnement

La protection de l'environnement est devenue ainsi un enjeu économique et politique majeur. Tous les pays du monde sont concernés par la sauvegarde des ressources en eau douce, soit parce qu'ils manquent d'eau, soit parce qu'ils la polluent. La législation sur les rejets d'eaux résiduaire devient de plus en plus stricte. L'Algérie est dotée d'une réglementation, Loi 06-141, sur les rejets d'effluents textiles dans le milieu hydrique [17]. Le [tableau \(I.2\)](#) précise les limites réglementaires de ces rejets.

Mais malheureusement dans les pays africains et notamment en Algérie, les conventions qui nous permettent de définir les responsabilités de chacune des parties mise en cause lors du rejet restent une culture très loin à l'application en réalité.

**Tableau I.2 : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents textiles [18]**

Paramètres	Unité	Valeurs limites	Tolérance aux valeurs limites anciennes installations
Température	°C	30	35
pH	-	6.5 – 8.5	6 - 9
DBO <sub>5</sub>	mg/L	150	200
DCO	-	250	300
Matières décantables	-	0.4	0.5
Matières non dissoutes	-	30	40
Oxydabilité	-	100	120
permanganate	-	20	25

#### I.5. Traitement des rejets de textiles

Le traitement des rejets textiles, compte tenu de leur hétérogénéité de composition, conduira toujours à la composition d'une chaîne de traitement assurant l'élimination des différents polluants par étapes successives. La première étape consiste à éliminer la pollution insoluble par l'intermédiaire de prétraitements (dégrillage, dessablage, déshuilage..) et/ou de traitements physiques ou physico-chimiques assurant une séparation solide/liquide.

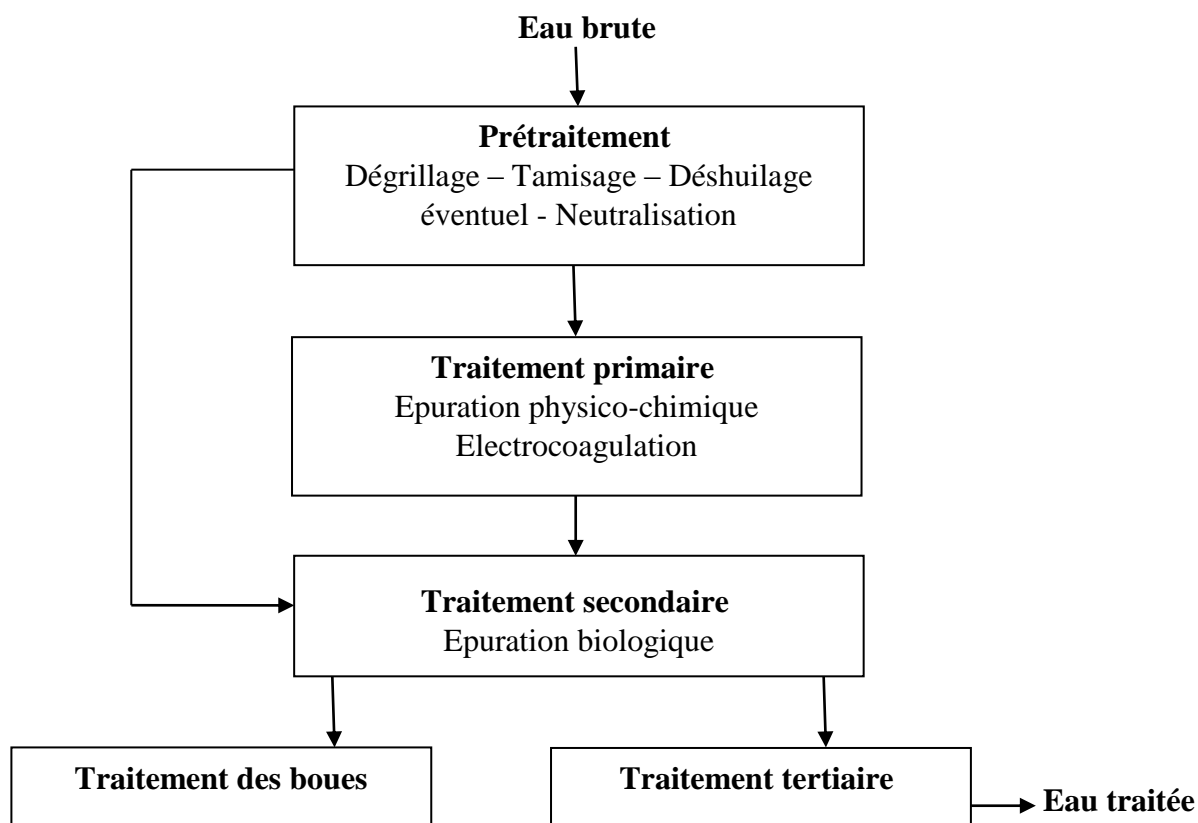


Figure I.2 : Schéma du procédé de traitement classique d'un rejet textile

### ***1.5.1. Méthode biologique***

La présence dans les eaux ou dans le sol de polluants organiques a toujours existé. Leur élimination par des microorganismes constitue le moyen biologique que la nature a utilisé pour l'épuration des milieux naturels. Ces procédés biologiques se produisent selon deux modes : par traitements aérobies qui sont effectués en présence d'oxygène, et par traitements anaérobies, et dans ce cas les microorganismes dégradant la matière organique en absence d'oxygène.

#### ***1.5.1.1. Traitement aérobie***

Des réacteurs dits à lits bactériens sont utilisés pour cet effet. Ils sont constitués d'une unité de boues activée où les polluants sont décomposés par les bactéries aérobies et autres microorganismes. Après épuration, la boue est séparée des eaux usées par sédimentation dans un décanteur. Une partie est recyclée et le surplus est évacué après pressage ou centrifugation.

Ce procédé est resté longtemps un moyen pour dégrader un grand nombre de polluants organiques. Il s'est avéré efficace pour une certaine catégorie de rejets textiles [19]. Notons cependant que des colorants tels que les azoïques, les colorants acides et les colorants réactifs, se sont révélés et persistants et résistants à ce mode de traitement [20,21]. La décoloration observée

dans ces cas, n'est attribuée qu'à l'adsorption de ces polluants sur la boue activée et non à leur dégradation.

### ***1.5.1.2. Traitement anaérobie***

En absence d'oxygène, la digestion anaérobie des composés organiques conduit à la formation du dioxyde de carbone, du méthane et de l'eau. Ce procédé présente une efficacité importante dans le traitement des effluents très chargés caractérisés par une DCO relativement élevée. Ce procédé utilisé dans les stations d'épurations des eaux, permet de produire des quantités importantes en méthane. Ce dernier est utilisé comme source d'énergie notamment pour le chauffage ou pour l'éclairage. Des études ont montré que la réduction, voire la disparition de la couleur, n'est pas accompagnée de la minéralisation des divers colorants. La formation de composés intermédiaires plus toxiques, notamment, les amines a été signalées dans la littérature [22,23]. *Venceslau et al.* [24] ont estimé la réduction de la couleur par les procédés biologiques à seulement 10-20 %. Cette constatation laisse à présager d'autres techniques qui permettraient d'abaisser le degré de rétractabilité de la charge polluante en association avec les méthodes biologiques.

### ***1.5.2. Méthodes physiques***

#### ***1.5.2.1. Adsorption sur charbon actif***

Lors de l'adsorption, le polluant est transféré de la phase liquide vers la phase solide. Le charbon actif est le plus couramment utilisé en adsorption des molécules colorantes, toutefois un grand nombre d'autres matériaux peuvent être employés, mais cette technique n'est efficace que sur certaines catégories de colorants (cationique, à mordant, dispersés, de cuve et réactifs [25], pour un type donné de carbone, dans une certaine gamme de pH [26] et pour une concentration en impuretés relativement constante afin de prévenir un relargage dans l'effluent. De plus le charbon actif pose des problèmes d'élimination après usage et de saturation rapide ce qui demande des étapes de régénération très coûteuses en énergie.

#### ***1.5.2.2. Filtration sur membrane***

La filtration sur membrane est une technique qui utilise une barrière physique, c'est à dire une membrane poreuse ou un filtre, pour séparer des particules dans un liquide. Les particules sont séparées selon leur taille et leur forme sous l'effet de la pression à travers des membranes munies de pores de différentes tailles. Bien qu'il existe différentes méthodes de filtration sur membrane (osmose inverse, nanofiltration, ultrafiltration et microfiltration, de manière à accroître la taille des pores), Parmi les quatre types de procédés, la nanofiltration et l'osmose inverse sont les plus adaptés à la réduction partielle de la couleur et des petites molécules organiques [27], mais

l'osmose inverse reste la plus répandue [28]. La nanofiltration s'applique surtout au traitement des bains de teinture de colorants réactifs en agissant comme un filtre moléculaire, tandis que la microfiltration retient les matériaux colloïdaux tels que les colorants dispersés ou de cuve grâce à une "membrane écran" [29]. L'ultrafiltration ne s'applique qu'à la réduction de la DCO et des solides en suspension [30], et ne se montre réellement efficace qu'en combinaison avec la coagulation/floculation. En effet, ces procédés restent très limités dans leurs applications car ils nécessitant des investissements importants [21] à cause en grande partie du prix des matériaux utilisés et leur mise en œuvre.

### ***1.5.3. Méthodes physico-chimiques***

#### ***1.5.3.1. Coagulation - floculation***

La coagulation – floculation (CF) est souvent appliquée pour le traitement des eaux usées de l'industrie de textile pour enlever davantage la demande chimique en oxygène et la couleur avant d'un traitement biologique. Elle peut aussi être utilisée comme procédé principal de traitement [31]. Ce procédé est basé sur l'addition d'un coagulant qui va former des floes avec les polluants organiques où ces floes sont ensuite éliminés par décantation et filtration. Les coagulants inorganiques tels que l'alun (sulfate d'aluminium), donnent les résultats les plus satisfaisants pour la décoloration des effluents textiles contenant des colorants dispersés, de cuve et au soufre mais sont totalement inefficaces pour les colorants réactifs, azoïques, acides et basiques [32,33]. Par ailleurs, la coagulation/floculation ne peut être utilisée pour les colorants fortement solubles dans l'eau. D'importantes quantités de boue sont formées avec ce procédé : leur régénération ou réutilisation reste la seule issue mais demande des investissements supplémentaires.

#### ***1.5.4. Méthode chimique***

Dans la littérature, les techniques d'oxydation chimiques sont généralement appliquées pour :

- Le traitement des polluants organiques dangereux présents en faibles concentrations
- En prétraitement avant les procédés biologiques pour diminuer la charge polluante
- Le traitement des eaux usées chargées de constituants résistants aux méthodes de biodégradation
- En post-traitement pour réduire la toxicité aquatique.

Les deux réactifs les plus souvent cités pour ce type de traitement sont l'eau oxygéné  $H_2O_2$  et le chlore. Le peroxyde d'hydrogène est un oxydant fort et son application pour le traitement des polluants organiques et inorganiques est bien établie [34]. Mais l'oxydation seule par  $H_2O_2$  n'est pas suffisamment efficace pour de fortes concentrations en colorant. *Hamada et al.* [35] ont proposé de traiter les colorants azoïques par l'hypochlorure de sodium. Cependant, si la molécule

initiale est détruite, les halogènes sont susceptibles de former des trihalométhanes comme sous-produits de dégradation lesquels sont cancérigènes pour l'homme [36].

**Tableau I.3 : Traitements possibles pour les rejets textiles et leurs avantages et inconvénients associés [37]**

Processus	Avantages	Inconvénients	Références
<b>Biodégradation</b>	Taux d'élimination par des substances oxydables environ 90%	Faible biodégradabilité des colorants	<i>Pala and Tokat, 2002; Ledakowicz et al., 2001.</i>
<b>Coagulation-floculation</b>	Élimination des colorants insolubles	Production de boue bloque les filtres	<i>Gaehr et al., 1994.</i>
<b>Adsorption sur charbon actif</b>	Les solides suspendus et les substances organiques sont bien réduits	Coût du charbon actif	<i>Arslan et al., 2000.</i>
<b>Traitement de l'ozone</b>	Bonne décoloration	Pas de réduction de la DCO	<i>Adams et al., 1995; Scott and Ollis, 1995.</i>
<b>Processus électrochimiques</b>	Capacité d'adaptation aux différents volumes et charges polluantes	Boues d'hydroxyde de fer	<i>Lin and Peng, 1994; Lin and Chen, 1997.</i>
<b>Osmose inverse</b>	Enlèvement de tous les sels minéraux, hydrolyse les colorants réactifs et les auxiliaires chimiques	Haute pression	<i>Ghayeni et al., 1998.</i>
<b>Nanofiltration</b>	Séparation des composés organiques des ions divalents de faible poids moléculaire et des sels monovalents.		<i>Erswell et al., 1998; Xu et al., 1999; Akbari et al., 2002; Tang and Chen, 2002.</i>
<b>Ultrafiltration-microfiltration</b>	Basse pression	Qualité insuffisante des eaux usées traitées	<i>Watters et al., 1991; Rott and Mike, 1999; Ciardelli and Ranieri, 2001; Ghayeni et al., 1998.</i>

## I.6. L'électrocoagulation, une solution pour le traitement des effluents de l'industrie de textile

### I.6.1. Introduction

L'aspect non polluant et les facilités d'automatisation que l'électricité apporte, devraient permettre un développement significatif des techniques électrochimique de traitement des eaux dans les prochaines années d'après *Persin et Rumeau* [19]. L'électrocoagulation est une technique électrolytique dérivée de la coagulation chimique classique. Elle permet d'éliminer la pollution dissoute et les particules colloïdales grâce à la production *in situ* de floccs d'hydroxydes obtenus par dissolution anodique d'électrodes solubles d'aluminium ou de fer [20,21].

L'électrocoagulation requiert moins de réactifs et permet de réduire le volume de boues généré comparativement à la coagulation chimique conventionnelle [22]. En outre, les électro-

technologies, sont caractérisées par l'utilisation d'équipements simple, moins volumineux et des temps de rétentions relativement courts [23,24]. Plusieurs études font état de l'utilisation du procédé d'électrocoagulation pour l'élimination des composés organiques issus des eaux usées d'industrie de textiles [25], les eaux d'égout municipales [26] et des eaux usées de restaurants [20,27]. L'électrocoagulation a également été testée pour l'élimination de la matière en suspension [28], des huiles [27], des nitrates [29] et des métaux [30,31] issus d'effluents industriels.

Ces dernières années, l'EC a été appliquée avec succès pour traiter des colorants textiles contenant des solutions ou des échantillons d'eaux usées [32,33]. Cependant, la plupart de ces études ont impliqué le traitement de solutions de colorants synthétiques aqueuses. Les traitements par EC de ces échantillons ont été effectués à l'échelle du laboratoire dans des réacteurs discontinus et continus, présentant des efficacités de suppression de 85 à 100% pour la couleur et de 40 à 80% pour la DCO dans diverses conditions de fonctionnement. Ces processus se révèlent très efficaces dans l'élimination des couleurs avec une faible consommation d'énergie. Le traitement des eaux usées textiles par un procédé d'EC continu (ECC) a été moins étudié pour les effluents de bain de teinture pour textiles, en particulier [36,37]. Malgré quelques études scientifiques sur le traitement des eaux usées textiles réelles par le procédé ECC utilisant des anodes en fer (Fe) et en aluminium (Al), très peu d'études sur l'évaluation du mode de connexion des électrodes et du type de courant dans le processus d'électrocoagulation sur l'élimination d'un colorant textile.

### ***1.6.2. Origine et évolution du procédé d'électrocoagulation***

L'électrocoagulation est une méthode simple et efficace pour le traitement des eaux usées, Cette technique entraîne une dissolution du métal de l'anode avec formation simultanée d'ions hydroxydes et de gaz hydrogène à la cathode. Elle a été proposée avant le début du XXe siècle, dans une usine d'épuration à Londres construite en 1889 en vue de l'épuration des eaux d'égout mélangées à l'eau de mer.

En 1909, aux Etats-Unis, *Harries* déposa un brevet d'épuration des eaux usées par électrolyse avec anodes sacrificatoires en aluminium et en fer [38]. Dans les années 1940, un appareil a été réalisé, appelé le "coagulateur électronique" dont le principe est de dissoudre électrochimiquement l'aluminium constituant l'anode, celui-ci réagit en solution avec l'ion hydroxyde issu de la cathode pour former *in situ* l'hydroxyde d'aluminium. L'hydroxyde floccule et coagule les solides en suspension purifiant ainsi l'eau [39].

Un dispositif similaire a été employé en Grande-Bretagne en 1956 utilisant des électrodes de fer pour traiter une eau de rivière. Pendant une vingtaine d'années, le procédé d'électrocoagulation a

été peu développé du fait du coût élevé des investissements et de la mauvaise connaissance de ses avantages. Il a été principalement concurrencé par les procédés de traitement chimique, sans pour cela avoir été totalement écarté. Il a commencé à se développer avec les progrès des procédés électrochimiques et la réglementation sur les rejets de plus en plus stricte. Ce nouvel essor de l'électrocoagulation est en partie dû à la relative diminution des coûts d'investissement et d'exploitation et aussi au large spectre de polluants pouvant être éliminés. En effet, l'électrocoagulation a la capacité d'éliminer une large gamme de polluants allant de : métaux lourds tels que Cr, As, Pb et Cd, mais aussi des éléments non métalliques tels que le phosphore et les composés organiques. Ce procédé a pu convaincre par son rendement d'épuration supérieur à celui des méthodes classiques pour la diminution de la turbidité, de la Demande Chimique en Oxygène, du Carbone Organique Total (COT), des Matières En Suspension, des minéraux, des colorants organiques, des huiles et graisses ; Plusieurs autres applications de l'électrocoagulation sont présentées dans la bibliographie. Ces travaux de recherche ont utilisé l'aluminium ou le fer comme électrodes consommables. Plusieurs conditions opératoires telles que concentrations du dépolluant, acidité du milieu aqueux, densités de courant, mode de connexion des électrodes, ont été testées. Ces études ont montré que ce procédé est satisfaisant pour la plupart des effluents. Comme tout procédé de traitement des eaux, l'efficacité est très influencée par les variations de la charge polluante.

### ***1.6.3. Principe de l'électrocoagulation***

Le procédé d'électrocoagulation (EC) est issu du procédé de coagulation chimique qui utilise des réactifs chimiques pour la coagulation des colloïdes présents dans les eaux. Pendant l'EC, les agents coagulants ( $\text{Fe}^{2+}$  et  $\text{Al}^{3+}$ ) sont générés *in situ* de façon électrochimique en appliquant un courant électrique sur une anode sacrificielle en fer ou en aluminium. La [figure \(I.3\)](#) présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium.

Le pH de la suspension à traiter doit être neutralisé entre 6 et 8 de manière à favoriser la formation d'hydroxydes métalliques. Les floccs d'hydroxydes métalliques-colloïdes obtenus sont ensuite séparés du liquide purifié par électroflottation (EF) ou sédimentation. L'EF est la conséquence de l'ascension des bulles de gaz qui entraînent les floccs par flottation. En effet, l'électrolyse de l'eau génère des microbulles d'hydrogène à la cathode et dans une moindre part d'oxygène à l'anode. Leur densité et leur géométrie est un facteur important. De manière générale, plus le rapport surface/volume des floccs est grand, plus ils pourront fixer les microbulles.

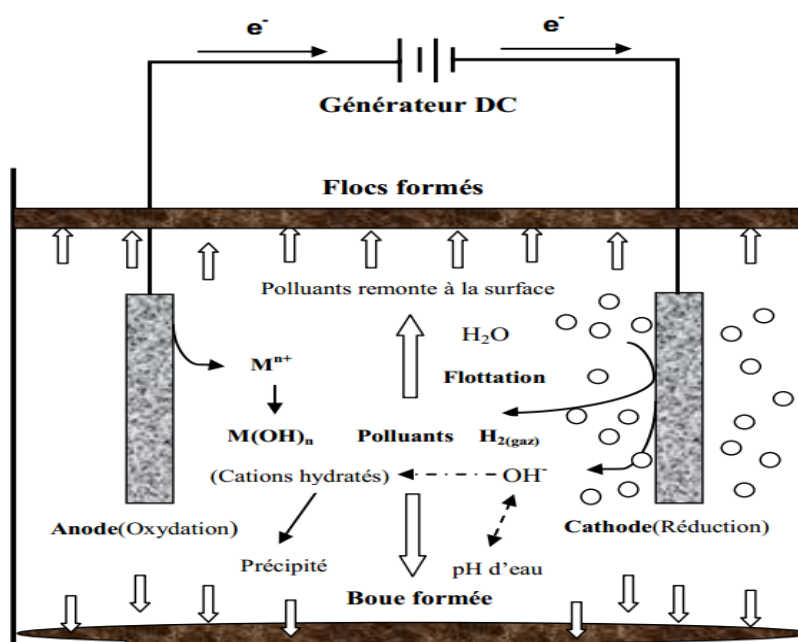


Figure I.3 : Schéma du principe de l'électrocoagulation - électroflottation

L'EC est une technique qui inclut des phénomènes physiques et chimiques et produit *in-situ* des ions coagulants. En effet, au cours d'un processus d'EC, trois principales étapes successives peuvent se produire [40] :

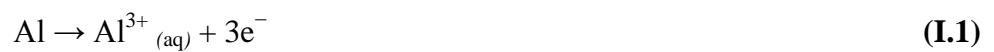
- i) la formation des coagulants par une dissolution électrochimique de l'électrode : dans un réacteur d'EC simple composé par une anode et une cathode, l'application d'un potentiel à partir d'une source d'alimentation externe favorise la dissolution des électrodes de fer ou de d'aluminium présent au niveau de l'anode. Cette dissolution anodique produit des espèces cationiques de type  $\text{Fe}^{2+}$  ou  $\text{Al}^{3+}$  qui réagissent immédiatement avec les ions hydroxydes  $\text{OH}^-$  pour former  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  ou  $\text{Al}(\text{OH})_3$ .
- ii) la déstabilisation des contaminants et des particules en suspension : la plupart des particules en suspension dans l'eau brute sont chargées négativement. Ces particules sont soumises d'une part, aux forces d'attraction de Van der Waals et d'autre part à des forces de répulsions électrostatiques entre les particules. Pour déstabiliser la suspension colloïdale, il convient de neutraliser cette charge négative par ajout d'ions positifs qui se forment *in-situ* ( $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$  ou  $\text{Al}^{3+}$ ).
- iii) l'agrégation de la phase déstabilisée et la formation de floes : le déplacement d'ions et de particules chargées sous l'effet d'un champ électrique augmentent la probabilité de collisions entre les particules de signes opposés. Ce phénomène permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floes qui sont éliminées par la suite par un procédé de décantation ou de flottation.

#### I.6.4. Réactions électrochimiques aux électrodes

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 de traitement. Les deux métaux communément utilisés sont le fer et l'aluminium grâce à leur prix abordable et à leur forme ionique qui présente une valence élevée [33,41].

L'effluent passe à l'intérieur d'une cellule formée d'un ou plusieurs couples d'électrodes entre lesquelles est appliqué un courant électrique. Les principales réactions qui se déroulent avec les électrodes (cas des électrodes en aluminium) sont :

➤ **A l'anode** : l'oxydation du métal :



➤ **A la cathode** : la réduction de l'eau :



Les ions métalliques libérés à l'anode, se complexent aux ions hydroxydes libérés par l'électrolyse de l'eau et génèrent des hydroxydes de métal, selon la réaction suivante :



Cet hydroxyde de métal ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) est insoluble et joue le rôle de coagulant et réagisse avec les matières en suspension et/ou les colloïdes, d'où élimination des polluants.

D'une façon générale, il faut 5 à 10 min pour la cellule pour produire  $\text{Al}(\text{OH})_3$  et  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  et/ou  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  et initier la réaction de polymérisation [42,43]. D'après *Drogui et al.* [44], la réaction de polymérisation ou de condensation est initiée une fois les particules d'hydroxydes métalliques sont produites jusqu'à une concentration suffisante. L'hydrolyse des ions d'aluminium peut produire des espèces négatives et positives, tels que  $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_4^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_4^{-}$  [40] et ces produits hydrolysés peuvent former des monomères et des polymères, tels que  $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+}$ ,  $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{+}$ ,  $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$ ,  $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$ ,  $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ ,  $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$  [45].

Les cations issus de l'anode réagissent systématiquement avec l'eau pour donner des complexes hydroxylés polymérisés solubles suivant le pH du milieu ; ces espèces jouent le rôle de coagulant permettant tout d'abord la déstabilisation des particules colloïdales à éliminer par compression de la double couche électrochimique, puis la floculation ou l'agrégation de celles-ci en flocons, on parle dans ce cas d'électrocoagulation. Les flocons formés pourront être ainsi transportés par le gaz ( $\text{H}_2$ ) lors de l'électrolyse par électroflotation. Si l'électrolyse se poursuit vers des pH basiques,

les floes pourront s'absorber sur les hydroxydes formés par précipitation des polymères hydroxylés solubles, on parlera alors d'électro-précipitation.

A la cathode, la réduction de l'eau conduit à la formation des microbulles d'hydrogène. Leur taille moyenne est de l'ordre de 10-20  $\mu\text{m}$  au voisinage de l'électrode [46]. Ces microbulles s'adsorbent à leur tour sur les espèces flocculées et entraînent ainsi leur flottation. Les microbulles diminuent la formation de dépôts sur la cathode. Dans plusieurs applications, la formation d'hydrogène conduit à la formation des mousses qui entraînent les particules polluantes vers la surface. Ce phénomène favorise fortement la récupération des boues par flottation. Plusieurs travaux sur le procédé d'électrocoagulation ont montré que la séparation des matières flocculées peut s'effectuer de deux façons, par décantation [47,48], ou par flottation [49]. La récupération des boues peut être effectuée dans le réacteur lui-même ou dans un bassin de décantation en aval. Le choix de l'une ou de l'autre des technologies dépend du type de l'effluent. A la cathode, les réactions sont les mêmes pour l'aluminium et pour le fer.

#### ***1.6.5. Paramètres influençant le procédé d'EC***

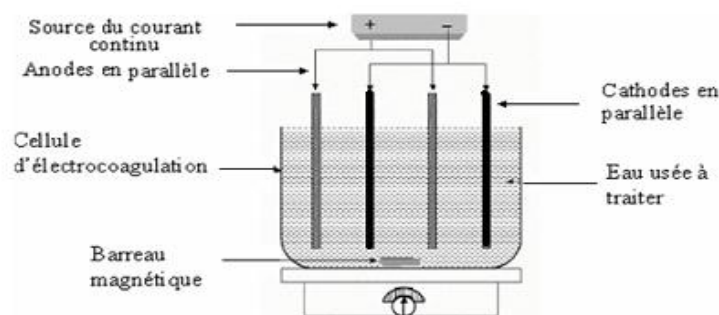
Plusieurs facteurs peuvent influencer la technique d'EC tel que le type de courant, la densité de courant, la salinité, la température, la position des électrodes, le mode de connexion des électrodes, le pH du milieu, la concentration initiale et la nature de l'effluent [13].

#### ***1.6.6. Les différents modes de connexions électriques***

Afin d'améliorer les performances de l'EC à deux électrodes, il est nécessaire d'utiliser d'autres modes de connexions (monopolaires ou bipolaires) à plusieurs électrodes pour avoir une grande surface active. Ces trois modes de connexions diffèrent par leurs expressions de tension électrique et d'intensité de courant dans la cellule d'électrolyse [16].

##### **a) Connexion monopolaire en parallèle**

La figure (I.4) montre un dispositif simple de cellule d'EC avec une paire d'anodes et une paire de cathodes disposées en parallèle.



**Figure I.4 : Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires**

Cette cellule EC consiste essentiellement en paires de plaques de métal conducteur placées entre deux électrodes parallèles et une source de courant continu. Les plaques métalliques conductrices sont appelées communément "électrodes sacrificielles". L'anode sacrificielle abaisse le potentiel de dissolution de l'anode et minimise la passivation de la cathode ; les électrodes sacrificielles peuvent être constituées des mêmes matériaux que l'anode ou de matières différentes [16].

### b) Connexion monopolaire en série

Comme le montre la figure (I.5), chaque paire d'électrodes sacrificielles est interconnectée l'une avec l'autre, et n'a donc pas d'interconnexions avec les électrodes externes. Cette disposition de cellules EC avec des électrodes monopolaires en série est similaire du point de vue électrique à une simple cellule avec plusieurs électrodes et des interconnexions.

Dans un montage en série, une même intensité de courant traverse toutes les électrodes, la tension (différence de potentiel) nécessaire sera plus importante, puisque les résistances s'additionnent. Il faudrait un générateur permettant d'imposer des intensités relativement faibles et des tensions plus élevées [16].

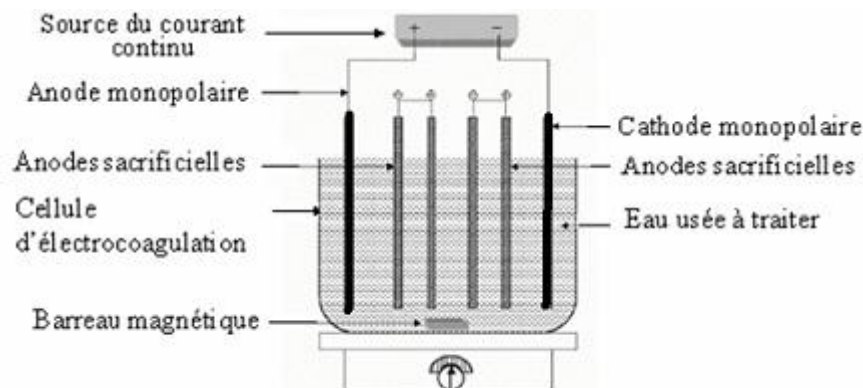


Figure I.5 : Connexion en série d'électrodes monopolaires

### c) Connexion bipolaire

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

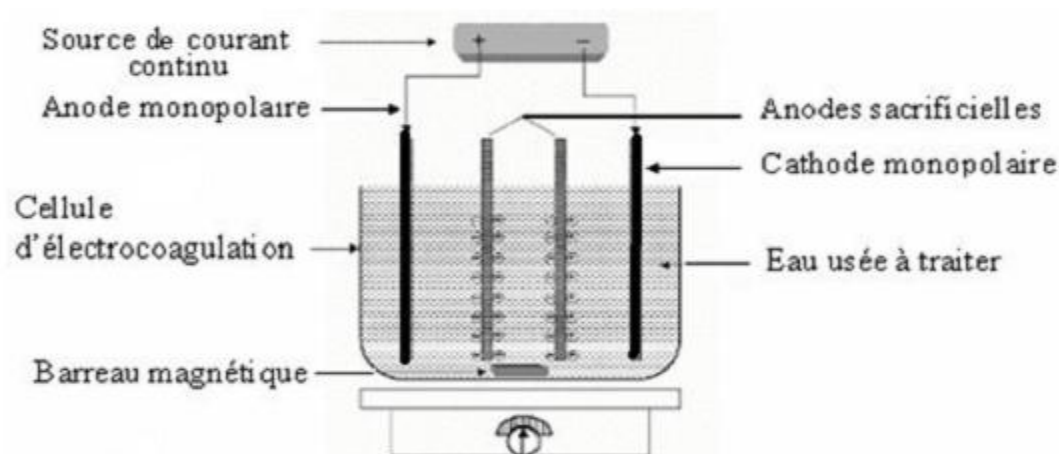


Figure I.6 : Connexion des électrodes bipolaires

Cet arrangement permet une installation plus simple, qui facilite la maintenance lors de l'utilisation. Quand le courant électrique traverse les deux électrodes monopolaires, les faces non chargées des plaques conductrices seront transformées en faces chargées, qui auront alors une charge opposée par rapport au côté parallèle qui lui est adjacent ; les électrodes sacrificielles sont alors dites électrodes bipolaires [16].

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

Tableau I.4. Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions [13]

Mode de connexions	Intensité par cellule	Tension par cellule
Monopolaire série	<b>I</b>	$\frac{U}{2n}$
Monopolaire parallèle	$\frac{I}{n-1}$	<b>U</b>
Bipolaire	<b>I</b>	$\frac{U}{n-1}$

### I.6.7. Principales lois de l'électrolyse

Le procédé d'électrocoagulation met en œuvre plusieurs types de phénomènes :

- Réactions chimiques (réactions inter ioniques).
- Réactions électrochimiques (réactions d'oxydoréduction).
- Phénomènes physiques (transfert de charge à l'interface électrode-solution).
- Adsorption physique (hydroxydes/polluant), chimique (ions métallique /pollution).

- Hydrodynamique (dans la solution/espace inter électrode).
- Gaz-liquide (hydrogène/solution).

La maîtrise de ces phénomènes est très importante pour la bonne compréhension et l'amélioration des performances du procédé d'électrocoagulation.

### ***1.6.7.1. Loi de Faraday***

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 :

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

avec :

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

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

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

### ***1.6.7.2. Rendement faradique ( $\Phi$ )***

Il est défini comme étant le rapport entre la quantité du métal dissous expérimentalement ( $\Delta m_{\text{exp}}$ ) et la quantité du métal consommé théoriquement ( $\Delta m_{\text{th}}$ ) [51,52].

$$\Phi = \frac{\Delta m_{\text{exp}}}{\Delta m_{\text{th}}} = \frac{3F}{3600 M_{\text{Al}} I t} \Delta m_{\text{exp}} \quad (\text{I.6})$$

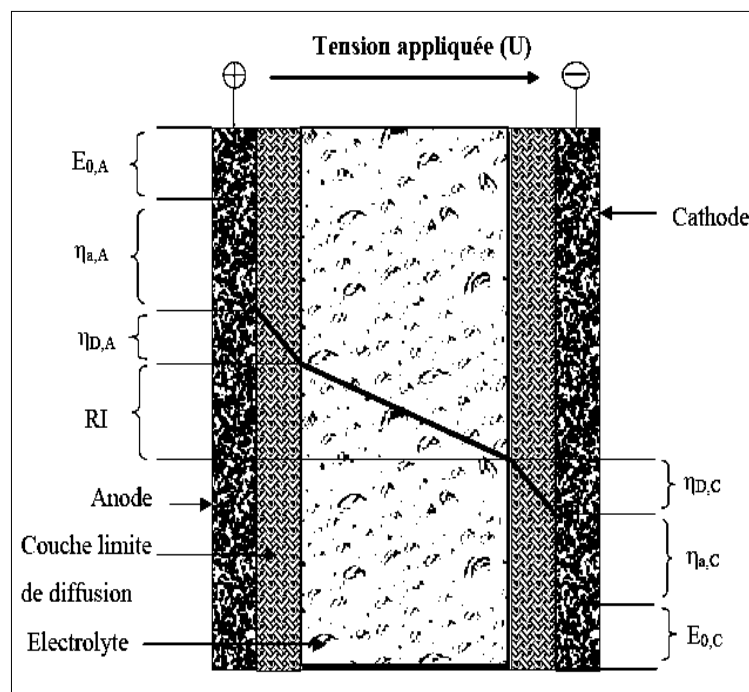
Le rendement faradique peut souvent être supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal [53].

### ***1.6.7.3. Différence de tension entre les électrodes***

Lors d'une électrolyse, la différence de potentiel appliquée entre les deux électrodes (Figure I.7) est due essentiellement à trois composantes [38,54].

- Potentiel thermodynamique ( $E_0$ ) nécessaire à la réaction et qu'il est impossible de limiter.

- Les surtensions d'électrodes ( $\eta$ ) qui dépendent de la nature des produits à hydrolyser et de la nature des électrodes.
- La chute ohmique  $IR$  qui dépend essentiellement de la distance inter électrode et de la conductivité de la solution. L'énergie perdue est alors dissipée sous forme de chaleur.



**Figure I.7 : Décomposition de la tension de cellule électrochimique**

En fait, le potentiel appliqué ( $U$ ) nécessaire pour qu'une réaction ait lieu peut être défini comme la somme de plusieurs termes [38,55] :

$$U = U_0 + \sum \eta + IR \quad (\text{I.7})$$

Où :

$U$  : tension aux électrodes

$U_0$  : potentiel d'équilibre du couple redox

$\sum \eta$  : somme des surtensions

$IR$  : chute ohmique (résistance de la solution).

$E_0$  correspondant à la différence des potentiels d'abandon à courant nul de l'anode et de la cathode : il s'agit de la différence de potentiel théoriquement nécessaire pour que les réactions d'oxydoréduction aient lieu. La somme des surtensions ( $\sum \eta$ ), exprime les contraintes cinétiques des réactions aux électrodes. Elle caractérise les différentes étapes de la réaction électrochimique [56]. On distingue les surtensions d'activation ou de transfert ( $\eta_i$ ), de diffusion ( $\eta_d$ ), de concentration ( $\eta_c$ ) et de résistance ( $\eta_r$ ).

La chute ohmique  $IR$ , quant à elle, est caractéristique de la composition de la solution et de sa conductivité. On peut écrire, dans le cas des électrodes planes l'équation suivante :

$$IR = \frac{I \cdot d}{S \cdot \kappa} \quad (\text{I.8})$$

Où  $I$  est l'intensité de courant imposée (A),  $d$  est la distance entre les électrodes (cm),  $\kappa$  est la conductivité de la solution ( $S \cdot \text{cm}^{-1}$ ) et  $S$  est la surface active de l'électrode ( $\text{cm}^2$ ). Rappelons que la densité de courant  $j$  est définie par :  $\mathbf{J} = \frac{\mathbf{I}}{S}$

#### ***1.6.7.4. Energie consommée***

L'énergie totale consommée au cours des processus électrochimiques est calculée selon l'équation suivante :

$$E = \frac{U \cdot I \cdot t}{V} \quad (\text{I.9})$$

Où :

$E$  : énergie consommée ( $\text{kWh/m}^3$ )

$U$  : tension d'électrolyse (V)

$I$  : intensité de courant d'électrolyse (A)

$V$  : volume de l'effluent traité ( $\text{m}^3$ ).

La consommation d'électricité est décisive pour le choix du procédé. Il faut intervenir sur certains paramètres pour réduire les déperditions énergétiques. Lors de traitements électriques, le terme  $IR$  donne en général les plus grandes déperditions énergétiques [57]. Cette énergie perdue est dissipée par effet Joule et chauffe la suspension. L'équation (I.9) montre que pour une intensité donnée,  $IR$  peut être diminué soit en rapprochant les électrodes, soit en augmentant leur surface active ou soit en augmentant la conductivité de la solution. Il est aussi recommandé d'employer un matériau d'électrode qui soit un bon conducteur électrique afin de réduire les surtensions aux électrodes.

#### ***1.6.8. Exemples d'application du procédé d'électrocoagulation***

Le sommaire des études réalisées sur le traitement des effluents synthétique et réel par le processus d'électrocoagulation est récapitulé dans le [tableau \(I.5\)](#) [2]. Ces études ont utilisé l'aluminium ou le fer comme électrodes consommables, et plusieurs conditions opératoires en concentration, acidité, densité du courant, mode de connexion des électrodes et temps de traitement ont été testées.

Tableau I.5 : Résumé des applications d'EC (2010 – 2021) [2,67,68]

## a- Textile et tannerie

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Zodi et al., (2010)	Eaux usées industriel de textile	DCO, Turbidité, MST	Batch Al-Al	V=2200ml, d=20mm, J=80A/m <sup>2</sup> , t=70min, pH=7	DCO : 70%, Turbidité : 70%, MST : 50%
Aoudj et al., (2010)	l'industrie textile (rouge Direct 81)	Colorant	Batch Al-Al	V=500ml, d=25mm, J=18.75A/m <sup>2</sup> , t=60min, pH=6	Colorant : 98%
Durango-Usuga et al., (2010)	Solution de Colorant violet cristalline	DCO, Colorant	Batch Al-Fe	V=500ml, d=11mm, J=28A/m <sup>2</sup> , t=5min, pH=5.8	DCO: 100 % Colorant : 96%
El-Ashtoukhy & Amin (2010)	Colorant vert acide 50	DCO, Colorant	Batch Al-Al	d=10mm, J=16.7A/m <sup>2</sup> , t=21min, pH=6.9-11	DCO: 87% Colorant : 96% EEC : 0.48 kwh/m <sup>3</sup>
Phalakornkule et al., (2010)	eaux usées synthétique et réelles de textile	Colorant Bleu réactif 140, rouge dispersé 1 et mixte	Batch Al-Al ; Fe-Fe ; Fe-Al (5 paires, mpp)	pH=9.6 ; J=30A/m <sup>2</sup> ; d=1.2cm ; C <sub>Colorant</sub> =100mg/l ; T=28°C ; k= 850–870 mS/cm.	Abattement > 95 % pour les deux Colorant avec électrodes en Fe et EEC = 1kWh/m <sup>3</sup>
Mollah et al., (2010)	eaux usées synthétique contenant un Colorant Orange II	Colorant Orange II	Continu Al-Al	J= 120 A/m <sup>2</sup> , d = 6 mm, C <sub>Colorant</sub> = 10 ppm, pH = 6.5, k = 7.1 mS/cm, Q = 350 ml / min C <sub>NaCl</sub> = 4g/L	Couleur:94.5 %
Merzouk et al., (2010)	Solution synthétiques. effluents de l'industrie textile	DCO, DBO <sub>5</sub> , MES, Turbidité, Couleur.	Batch Al-Al	U=0-30 v j =11.55 à 91.5 mA/cm <sup>2</sup> , d = 1 cm	DBO <sub>5</sub> : 88,9 %, DCO : 79,7 %, MES : 85,5 %, Turbidité : 76,2 % et la Couleur > 93%.
Parsa et al. (2011)	marron Acide 14 (Colorant azoïque)	DCO, Colorant	Batch Al-Acier	V=500ml, d=10mm, J=6.33A/m <sup>2</sup> , t=18min, pH=6.4	DCO : 87% Colorant : 91% EEC : 0.053 kwh/m <sup>3</sup>
Secula et al., (2011)	Carmin d'indigo (bleu acide 74)	couleur	Batch Acier doux	V=1000ml, d=3mm, J=10.91A/m <sup>2</sup> , t=180min, pH=8	Couleur : 99% EEC : 0.053kwh/m <sup>3</sup>
Merzouk et al., (2011)	Eff. réel de textile Red dye 14. Mélange des deux	DCO ; COT ; absorbance et la Turbidité	Batch à recirculation Al-Al	J=40-200A/m <sup>2</sup> Q=0.15l/mn ; d=2cm ; T=20°	Le traitement de l'effluent mixte = Superposition du traitement individuel des effluents
Zongo et al., (2012)	Effluent de Tannerie	DCO ; chrome ; Turbidité	Batch à recirculation Al-Al / Fe-Fe(bipolaire)	62.5v ; 67.5A/m <sup>2</sup> 10.5m <sup>3</sup> /h 1.2kwh/m <sup>3</sup>	DCO : 86 % Cr(VI):100% Couleur : 91 % Turb : 100 %

Krishna Kumar et al., (2013)	eau usée synthétique de textile contenant le Colorant réactif écarlate	Colorant, DCO	Continu électrodes en Fer tubulaires	Q =100-400 ml/min J=30mA/cm <sup>2</sup> pH=7.1, d=1.25cm t=90min	DCO : 96,5 %. La décoloration atteint 99.4%
Umran Tezcan Una , Ersin Aytac (2013)	eaux usées de textile	DCO, couleur	Batch et Continu. Fe-Fe	pH=9 ; t=60min ; J=50 mA/cm <sup>2</sup> 20mA/cm <sup>2</sup> Q=540ml/min	Batch : DCO (90,84%) Couleur:99,9 % EEC=2,66 10 <sup>-4</sup> kWh/mg Continu : DCO : 98,46 % EEC = 0,518 10 <sup>-4</sup> kWh/mg
Zodi et al., (2013)	Eaux usées synthétique.	Colorant, DCO, MES, Turbidité	Continu Al-Al	Q=(0-28)l/h J=100-200A/m <sup>2</sup> d=10mm,	Couleur: 90.2%, DCO:76.1%, MES: 66.1%, Turbidité : 97.83% EEC : 66kw/kgAl
Tyagi et al., (2014)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant réactif bleu 21	Colorant, DCO	Continu Fe-Fe	pHi = 9, j = 17 mA/cm <sup>2</sup> , κ = 4.7mS/cm, d = 4 cm, Q = 75 mL/min, t = 20 min	Couleur : 95% DCO : 76%.
Kobyta et al., (2016)	Eaux usées d'une unité de teinture	DCO , COT, Turbidité	Continu Fe-Fe	pH = 9, t=80 min i = 65 mA/m <sup>2</sup> , κ = 2.3 mS/cm, d = 4 cm, Q = 10 mL/min,	DCO : 85% COT : 76% Turbidité : 95% CO: 1,562\$/ m <sup>3</sup>
Amour et al., (2016)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL	DCO, absorbance, Turbidité	Continu Al-Al	Se = 48 cm <sup>2</sup> , pH= 2.3- 8.8, J = 100 - 400 A/m <sup>2</sup> , κ = 2540 μS/cm, Q = 15 – 60 L/h, t = 5 - 60 min	Couleur : 97%, Turb : 98 % pH = 7.74, j = 300 A/m <sup>2</sup> , Q = 15 L/h, t = 35 min, EEC = 19.5 kWh/kg dye
Tiaiba et al. (2017)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL	DCO, absorbance, Turbidité	Continu Al-Al	Se = 48 cm <sup>2</sup> , pH= 2.3- 8.8, J = 100 -400 A/m <sup>2</sup> κ = 2540 μS/cm, Q = 15 – 60 L/h, t = 5 - 60 min	Couleur : 97%, NTU : 98 % pH = 7.74, j = 300 A/m <sup>2</sup> , Q = 15 L/h, t = 35 min, EEC = 19.5 kWh/kg dye
Khemila et al. (2018)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL	DCO, absorbance, Turbidité	Continu + Photovoltaïque Al-Al	Se = 48 cm <sup>2</sup> pH ≈ 7 J = 100 -400 A/m <sup>2</sup> κ = 2540 μS/cm Q = 15 L/h t = 5 - 60 min C <sub>i</sub> = 100 – 1400 mg/L	Couleur : 95%, Turb : 99 % j = 300 A/m <sup>2</sup> , t = 35 min, EEC = 16 kWh/kg dye

Ghufran K.Mariah et al., (2020)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant vert brillant	Colorant	Batch Fe-Fe	Ci = 250 mg/L, J = 5 - 20 mA/cm <sup>2</sup> , pH= 5 – 11, t = 10 – 40 min.	Couleur : 96.1%, EEC = 3.857 kWh/kg dye
A Akhtar et al., (2020)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Congo	DCO, Colorant	Batch Fe-Fe	Ci = 1000 mg/L pH = 3 e = 3 cm.	DCO : 89% Couleur : 97%, EEC = 36.9 KJ.
S Jallouli et al., (2020)	Les eaux usées des tanneries	DCO	Batch Al-Al	Se = 30 cm <sup>2</sup> , J = 12 A/m <sup>2</sup> , e = 3 cm, V = 5 – 18 Volt time = 1 – 5 h	DCO : 85.7 % EEC = 33.33 Kwh/m <sup>3</sup>

### b- Industrie agroalimentaire

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Kushwaha et al. (2010)	Eaux usées de produit laitier	DCO, Turbidité, MST, NT	Batch Fe-Fe	V=1500ml, d=10mm, J=270A/m <sup>2</sup> , t=50min, pH=7	DCO: 70% Turbidité:100% MST: 48% NT: 93%, EEC : 0.83 kWh/m <sup>3</sup>
Valero et al., (2011)	eaux usées de l'industrie d'amande	DCO, COT, DBO Couleur.	Batch, continu Al-Fe, Fe-Al	V=700ml, Q :6.67l/min d=15mm, J=50A/m <sup>2</sup> , t=15min, pH=5.7	DCO: 81% COT: 79% DBO: 67 % Couleur: 98%
Serkan Bayar et al., (2011)	eaux usées de l'abattoir de volailles	DCO ; Turbidité	Batch Al-Al	J=1mA/cm <sup>2</sup> ; pH=3 ; t=30min ;k= 2860μS/cm v=150t/min.	DCO : 85 % Turbidité : 98 %
Valente et al., (2015)	Effluent laitier	DCO	Batch Al-Al	V = 650 ml J = 62A/m <sup>2</sup> , t = 25min, pH = 5	DCO : 57 %
Preethi et al., (2020)	eaux usées de raffinerie d'huile végétale brute	DCO	Batch Al-Al	t = 0 – 60 min, v = 10 – 20 volt e = 2 – 4 cm	DCO : 70.8 %

### c- Industrie de papeterie

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Terrazas et al., (2010)	eaux usées du papier de soie	DCO, DBO, Turbidité, MEST MDT	Batch Al-Al	V=300, 4500ml, d=10mm, J=10.8A/m <sup>2</sup>	DCO :50%, DBO = 60%, Turbidité = 92%, EEC = 0.68kwh/m <sup>3</sup>
Katal et al., (2011)	Effluents de papeterie	Couleur, DCO, Phenol	Batch Al ou Fe	V=1500ml, d=10mm,	Couleur = 92 % (Fe), DCO

			mmp	J=700A/m <sup>2</sup> , t=30min, pH=5-7	: 8 6 % (Al), Phenol = 96% (Fe)
Zodi et al., (2011)	Effluents de papeterie	DCO, Arsenic, lignine	Batch Al ou Fe mmp	V = 2500ml, d = 20mm, J = 48A/m <sup>2</sup> , t = 7.5 min, pH=7.6	DCO : 68%, DCO : 46%, Turbidité : 100%, Arsenic = 92%, Lignine = 50%
Izadi et al. (2018)	Traitement des eaux usées de recyclage du papier.	DCO, MEST, couleur et ammoniacque,	Batch Al-Al Fe-Fe	t = 10 – 60 min, v= 4 – 13 Volt, pH = 3.5 – 11	DCO : 79.5 %, MEST = 83.4 % Couleur = 98.5 % ammoniacque = 85.3 %

#### d- Autres types d'effluents

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Petsriprasit et al., (2010)	Effluent de l'industrie billette	Cu ; Cr ; Pb ; Zn	Batch et continu Fe-Fe (mp)	T =30°; d=3Cm en batch :j= 98A/m <sup>2</sup> ; pH= 5; t=30min. en continu : pH= 3; t=120min ; q=55ml/min	> 99%
Shafaei et al., (2010)	eaux usées synthétiques	Mn	Batch à recirculation Al-Al	T =25°; d=1cm ; U=0-30V;J=0-6A; J=6.25mA/cm <sup>2</sup> ; pH=7 ; t=60Min ;C <sub>Mn2+</sub> =100mg/l	94.4%
Koby et al., (2011)	eaux souterraines	As	Batch Fe-Fe Al-Al	V=650ml, d=13mm, J=2.5A/m <sup>2</sup> , t=2.5min, pH=6.5,C <sub>0As</sub> =0.15mg/l	As : 99%
Wan et al., (2011)	eau potable contaminée	As Phosphate	Batch Fe-Fe	V=100 ,50000ml, d=20, 5mm, J=0.022, 2A, J=3.9A/m <sup>2</sup> , t=50min, pH=7	As : 97,100 % Phosphate :100 %
Zhu et al. (2011)	Eau usée d'une mine d'antimoine (Sb)	Sb	Batch Al-Al	V=500ml, d=10mm J = 166.67 A/m <sup>2</sup> t = 60min	Sb : 77%
Bhatti et al., (2011)	Eaux contenant le Cuivre	Fe	Batch Al-Al, (mmp)	V=560ml, d=15mm, J = 22 mA/cm <sup>2</sup> , t=50min, U = 20v	Cu : 81%
Mansouri et al., (2012)	-Solution aqueuse contenant acide tannique. -Effluent de l'industrie de pâte et de tannerie	DCO	Batch Al-Al	C <sub>acide tannique</sub> =0.51g/l pour solution aqueuse et =1.45g/l pour eau usée réelle.	-Eau usée synthétique DCO (> 80%). -Eau usée réelle DCO (> 60%)
Aliet Yaakob (2012)	Effluent de raffinerie huile de palme	DCO ; Turbidité	Batch Al-Al ;mmp	V=20l ; d=1.5-3.5cm ;U=2-4v ; J= 0-20A; pH=4.	DCO : 57% ; Turbidité : 62%.

Al Aji et al., (2012)	Solution aqueuse	Cu ; Ni ; Zn ; Mn.	Batch Fe-Fe (mp)	2-25mA/m <sup>2</sup> ; 50-250mg/l ; pH (3, 5.68, 8.95).	Mn : 72.6% et > 96 % pour les autres ; EEC= 49 kWh/m <sup>3</sup>
El-Ashtoukhy et al., (2013)	eaux usée pétrochimique	phénol	Batch. Al-Al	J=8.59mA/m <sup>2</sup> ; ph=7 ; d=0.5cm ; U=40v ; t=2h	100 %
Gao et al., (2013)	eau usée de galvanoplastie	Argent ; cyanure	Batch Fe-Fe	U=4v ; pH=9,5 ; t=3h	Réduction simultanée d'Ag de 221 à 0,4 g/L et le CN de 157 à 4,9 mg/L
Kabuk et al., (2014)	Lixiviat	DCO NH <sub>4</sub>	Batch Al-Al	V=1.5l, J=20 mA/cm <sup>2</sup> , t=60min, pH=8, d=2cm	DCO : 60,5 % NH <sub>4</sub> : 24,3 %
Mohora et al., (2014)	Eaux souterraine contenant l'arsenic	Arsenic	Continu Al-Al, bp	j = 8.86 mA/cm <sup>2</sup> t = 30 min pH = 5.3	As: 93% CO : 0.25 €/m <sup>3</sup> EEC : 3.03 kW h/m <sup>3</sup>
Hamdan et al., (2014)	Eaux souterraine saumâtres	chrome	Batch Fe-Fe	J = 79.4A/m <sup>2</sup> , t=5min, pH=8	Cr(IV) : 100% CO = 0,6 kWh / m <sup>3</sup>
Koby et al., (2015)	Eaux souterraine contenant l'arsenic	Arsenic	Batch+ Air dissous Fe-Fe	V = 600ml j=14.3A/m <sup>2</sup> , t=20min, pH=7.6, Q <sub>air</sub> =6L/min	As : 99.3% CO: 1,55 \$ / m <sup>3</sup>
Adjeroud et al. (2018)	Solution synthétique à base de cuivre	Cuivre	Batch recirculation Al-Al	C <sub>i</sub> = 100 mg/L Se = 105 cm <sup>2</sup> , J = 11.55 mA/cm <sup>2</sup> , κ = 2400 μS/cm, Q = 300 mL/min,	Cu removal : 100 % pH = 7.8, [OFI]: 30mg/L t = 5 min
Karamati-Niaragh et al., (2019)	Eaux contenant nitrate	Nitrate	Continu Al-Al	DC – AC, J = 60 – 90 A/m <sup>2</sup> , Q = 60 – 100 ml/min, C = 100 – 200 mg/L.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> <sub>AC</sub> = 96.8 % NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> <sub>DC</sub> = 98.6 %

### e- Huiles et graisses

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Meas et al., (2010)	Effluent Industriel chargé en huile fluorescente	DCO, Turbidité, couleur	Continu Al-Al	V=23000ml, Q=3.2 l/min, d=5mm, J=110A/m <sup>2</sup> , t=5min, pH=7.5	DCO : 95%, Turbidité : 99% Couleur : 99% EEC : 0.7kWh/m <sup>3</sup> CO : 0.18€/m <sup>3</sup>
Hanafi et al., (2010)	Margine 2013	DCO Couleur Polyphénols	Batch Al-Al	V=100ml J=250A/m <sup>2</sup> pH=4.2; t=15min ; k = 3.6 S/cm C <sub>DCO</sub> :20000mg/l ; C <sub>poyphenol</sub> =260mg/l C <sub>Nacl</sub> =2g/l; d=2.8cm	DCO : 84% Couleur : 92% Polyphénols : 87%. EEC: 2.63 kWh /kgDCO, CO : 0.27 €/kgDCO.

Moussavi et al., (2011)	Les eaux souterraines contaminées (hydrocarbures pétroliers)	total petroleum hydrocarbon (HPT)	Batch, Continu Déférentes combinaisons Al, Fe, Acier inox	Q= 0.005-0.011/min V=200ml, d=30mm, J=180A/m <sup>2</sup> , t=20-40 min, pH=7.2	HPT : 93.4%. (Acier inox-Fe)
Yazdanbakhsh et al., (2013)	Margine	DCO	Batch Ti-Fe	J= 117.18 A/m <sup>2</sup> t=60min, pH=5.2	DCO : 96.14%
Kraljić Roković et al., (2014)	Margine	DCO	Batch Fe-Fe	t=60min, pH=4.8 J=10mA/cm <sup>2</sup>	DCO : 80%
El-Naas et al., (2014)	Effluent d'une raffinerie de pétrole	DCO Phénols Crésols	Continue Al-Al	J=3 mA/cm <sup>2</sup> ; U=17 V ; Q=10 ml/min; d=7.5 cm ; pH=8.5	DCO : 97% Phénol : 100% Crésols : 100%
Safari et al., (2016)	Effluent d'une raffinerie de pétrole	DCO, Carburant	Batch Al-Fe / mpp	V=2l, d=2cm J=3.125mA/cm <sup>2</sup> , t = 40min, pH=7.4, U=10.5v	DCO : 99.1% Gazoil : 98.8% EEC : 6.47 kWh/m <sup>3</sup>
Tchamango et al., (2020)	Effluent d'huile minérale	Turbidité, Matière organique, Hydrocarbures	Batch Al-Al	J =10.98 mA/cm <sup>2</sup> , pH = 7, C <sub>NaCl</sub> = 0.5 mg/L, V = 400 mL, d = 2 cm S = 45 cm <sup>2</sup>	MO : 68%, Tur = 93.3 %, HAP <sub>s</sub> : 93.02%

## I.7. Conclusion de la bibliographie

Dans cette étude bibliographique, nous avons rappelé des notions importantes concernant la pollution, surtout la pollution l'industrie de textile. Le problème est de plus en plus grave lorsqu'il s'agit d'une pollution industrielle induite par des colorants de textile qui sont toxiques et nécessitent un traitement efficace avant leur rejet dans le milieu naturel.

Dans ce chapitre, nous avons présenté le procédé d'électrocoagulation (EC) comme procédé de traitement des eaux par dissolution *in-situ* des électrodes sous l'effet d'un courant électrique.

Les domaines d'application de ce procédé sont très larges, allant du traitement global jusqu'au traitement très ciblé avec des effluents organiques ou minéraux pour lesquels, la séparation des matières polluantes est difficile à effectuer de manière classique. Les premiers concernés sont : les industries des colorants, textile, traitement de surface et de l'agroalimentaire...

Ce chapitre nous a permis de déceler un certain nombre de points peu ou pas assez abordés dans la littérature. La majorité des travaux effectués en cas continu, les débits d'alimentation sont faibles ( $\leq 10$  L/h), la connexion était monopolaire à deux électrodes et le courant électrique était continu. C'est dans ce contexte que nous allons aborder notre étude en utilisant l'EC en réacteur continu en vue d'éliminer la turbidité d'un colorant utilisé dans l'industrie de textile en Algérie, par application de plusieurs modes de connexion des électrodes, d'un courant alternatif et le calcul des rendements faradiques.

# **Chapitre II**

## ***Matériel et méthodes***

## Chapitre II : Matériel et méthodes

### II.1. Introduction

Ce chapitre présentera aussi une description des méthodes d'analyses et des outils utilisés pour l'évaluation des performances du procédé d'électrocoagulation (EC) en continu.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier les paramètres influençant le fonctionnement de l'EC, tels que le type de courant (continu, Alternatif), la densité de courant  $j$ , le temps de traitement  $t$ , le mode de connexion des électrodes en étudiant l'élimination d'un colorant rouge utilisé dans l'industrie de textile (Rouge nylosan - Acid Red 336)

Les paramètres tels que, le  $pH$  initial, la conductivité  $\kappa$ , le débit d'alimentation  $Q$  et la concentration initiale  $C_i$  ont été étudiés et optimisés lors des précédents travaux [50,57,58,60].

### II.2. Réacteur d'électrocoagulation

Comme nous l'avons vu dans la partie bibliographie, assez peu d'études ont été réalisées en réacteur continu et avec plusieurs modes de connexion des électrodes. Le dispositif d'EC utilisé est conçu au laboratoire, et il est constitué de deux compartiments. Le premier est une cellule électrochimique munie des électrodes planes parallèles disposées verticalement. Tandis que le deuxième est une chambre de séparation physique (décantation-flottation) (Fig. II.1).

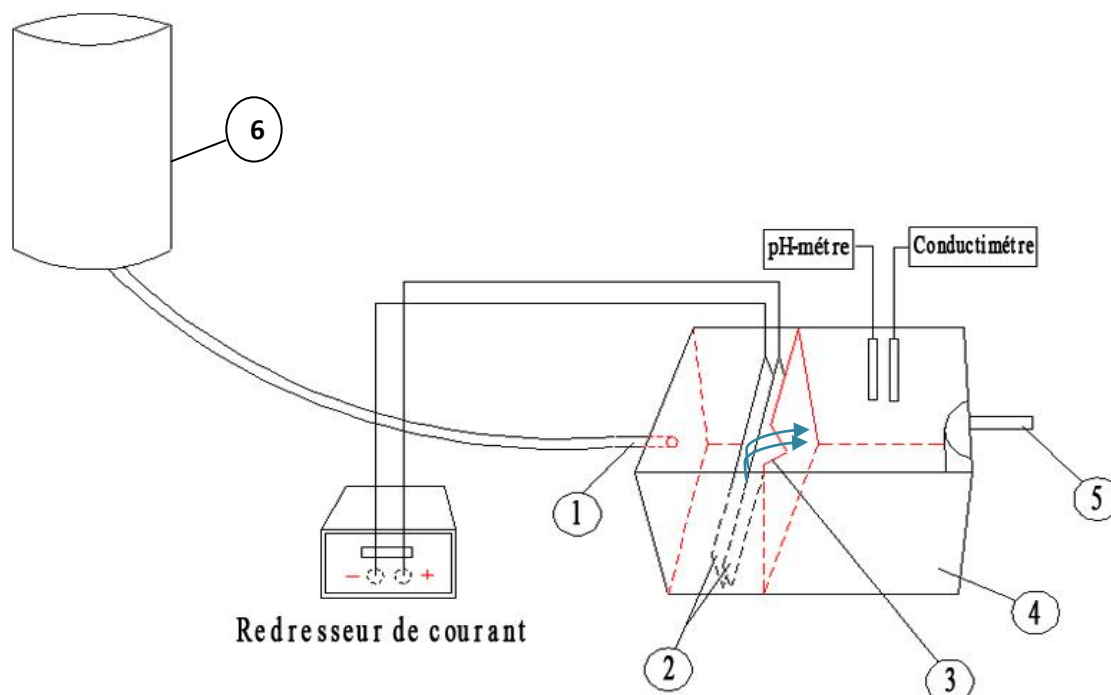
Dans le premier compartiment dont le volume est de **3.1 L** s'effectue la formation des bulles et du complexe bulle-particule, où le rendement de séparation peut atteindre un pourcentage élevé et on assiste à un mouvement Co-courant de liquide et de flux de bulles formées.

Le liquide prétraité est ensuite véhiculé par débordement à travers un déversoir qui présente à sa partie supérieure une rainure triangulaire vers le deuxième compartiment d'un volume de **5.5 L** où il se produit un traitement final plus poussé. Dans le deuxième compartiment on assiste à une décantation et une flottation. La prise d'échantillonnage s'effectue à la sortie du deuxième compartiment.

Pendant les essais, des prélèvements ont été effectués à des intervalles de temps choisis pendant toute la durée de chaque essai. Les paramètres suivis sont :

- Potentiel d'hydrogène (pH)
- La conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

- La température (°C)
- La tension électrique (volt).



**Figure II.1 : Schéma du dispositif expérimental d'EC en régime continu**

(1 : Entrée d'eau à traiter au premier compartiment, 2 : Électrodes en aluminium, 3 : Déversoir, 4 : Chambre de séparation (décantation – flottation), 5 : Sortie d'eau traitée, 6 : Réservoir de stockage de l'eau à traiter).

### II.3. Méthodologie

Le réacteur est constitué d'un seul bloc principal mais séparé en deux : une partie électrochimique et une partie séparation physique. L'effluent synthétique s'écoule gravitairement dans la cellule électrochimique contenant des plaques d'aluminium (pureté de Al était 98 %) utilisées comme électrodes (dimension 240\*20\*2 mm) et déposées verticalement. Les électrodes sont plongées dans la solution qui s'écoule dans le réacteur en plexiglas. L'écart entre les deux électrodes a été maintenu constant à 10 mm pour toutes les expériences [59].

Le courant continu réglé (DC) a été fourni par un générateur électrique (10 A, 0-30 V, GPS33033CH) tandis que pour le courant alternatif (AC), une source (0-5 A, 0-270V, 50 Hz, EC1000S) a été utilisée. Ces alimentations ont été utilisées à courant imposé pour tous les essais. Le temps  $t$  a été compté à partir de l'allumage du générateur de courant.

Quatre configuration des électrodes ont été étudiés (Fig. II.2).

- a) Connexion monopolaire à 2 électrodes (MP)

- b) Connexion bipolaire à 4 électrodes (BP)
- c) Connexion monopolaire en série à 4 électrodes (MP-S)
- d) Connexion monopolaire en parallèle à 4 électrodes (MP-P).

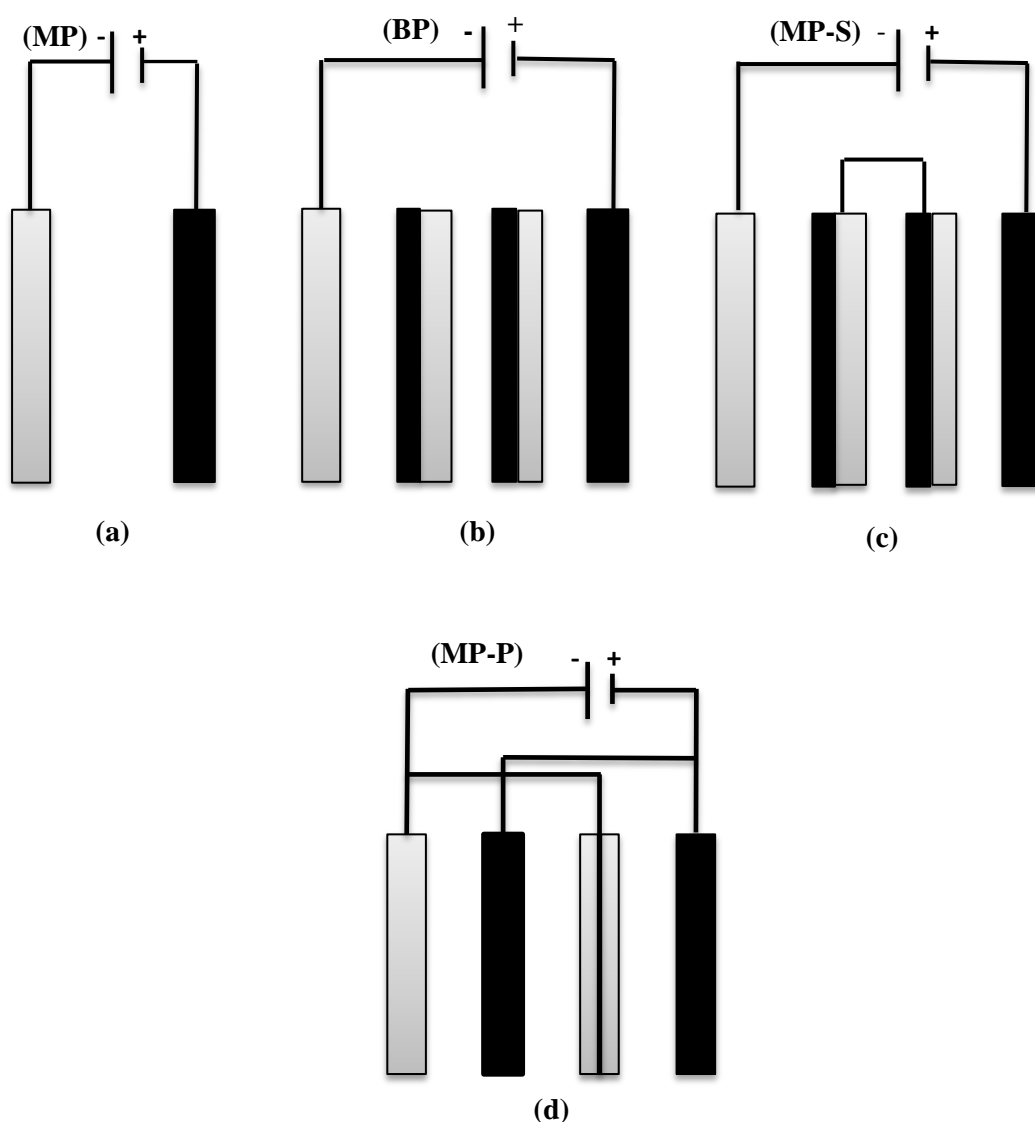


Figure II.2 : Les modes de connexion d'électrodes étudiés

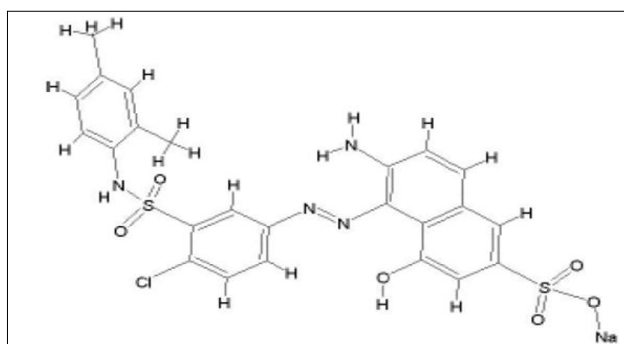
#### II.4. Caractéristiques du colorant Rouge Nylosan

Le colorant Rouge Nylosan N-2RBL (Acid Red 336) est un colorant anionique (acide) azoïque, portant un groupement de type sulfonate ( $\text{SO}_3^-$ ). Il est cristallisé sous la forme de son sel de sodium [50,58,60]. Son nom selon la nomenclature est sodium 6-amino-5-[[4-chloro-3-[[2,4-diméthylphényl) amino] sulphonyl] phényl]azo]-4-hydroxynaphthalène-2-sulphonate (formule chimique :  $\text{C}_{24} \text{H}_{21} \text{ClN}_4 \text{O}_6 \text{S}_2, \text{Na}$ ). Sa structure chimique est représentée sur la Figure (II.3) et ses caractéristiques sont regroupées dans le Tableau II.1.

Ce colorant nous a été fourni par la société TINDAL (Toiles Industrielles Algériennes) de M'sila. Ses caractéristiques sont regroupées dans le tableau suivant.

**Tableau II.1 : Propriétés du Rouge Nylosan N-2RBL**

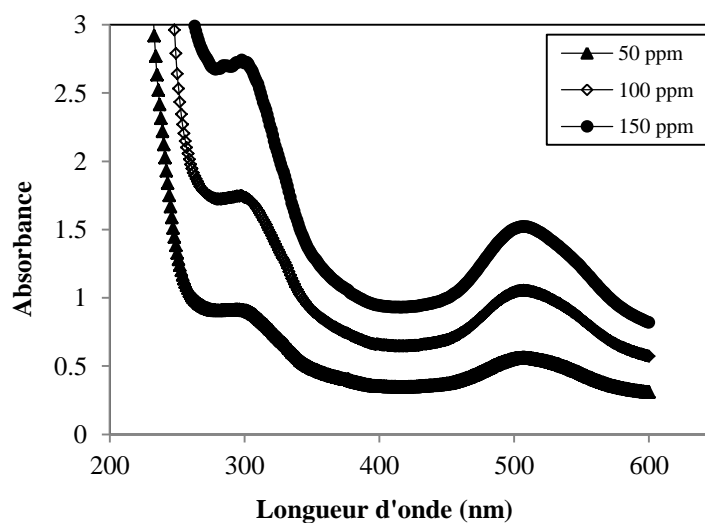
Index de Couleur : C.I.	Acid Red 336
Formule chimique	$C_{24}H_{21}ClN_4O_6S_2, Na$
Poids moléculaire ( $g.mol^{-1}$ )	587,97
$\lambda_{max}$ (nm)	502
$pK_{a1}$	6.8
$pK_{a2}$	9.2
pH (293 K, 10 $g.L^{-1}$ )	10 - 11



**Figure II.3 : Formule développée du Rouge Nylosan**

#### II.4.1. Spectre d'absorption en UV-visible

Le spectre d'absorption en UV-visible (Fig. II.4) du colorant Rouge Nylosan N-2RBL (Acid Red 336) a été obtenu par un balayage spectral, entre 200 et 800 nm, d'une solution de colorant à 100 mg/L. Ce spectre montre bien la longueur d'onde du maximum d'absorption de Rouge Nylosan N-2RBL ( $\lambda_{max} = 502$  nm).



**Figure II.4 : Spectre d'absorption UV-visible du colorant étudié**

Les concentrations des solutions du Rouge Nylosan N-2RBL ont été analysées en mesurant leurs absorbances à une longueur d'onde maximale  $A_{502}$  ( $\lambda_{\max} = 502 \text{ nm}$ ).

Une courbe d'étalonnage des absorbances en fonction des concentrations en Rouge Nylosan N-2RBL a été obtenue en utilisant des solutions de Rouge Nylosan N-2RBL de concentrations comprises entre 0,5 et 200 mg/L. Les données expérimentales rapportées sur la figure suivante indiquent une relation linéaire entre l'absorbance et la concentration.

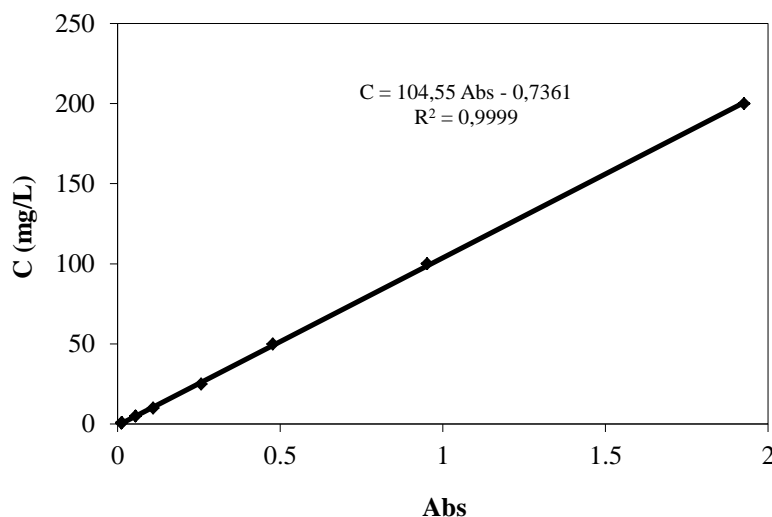


Figure II.5. Courbe d'étalonnage du colorant au maximum d'absorption

## II.5. Méthodes analytiques

Les expériences concernant le rejet de textile ont été réalisées avec des solutions synthétiques préparées à base d'un colorant en poudre rouge Nylosan N-2RBL (Acid Red 336). Pour suivre le traitement des effluents, on a mesuré en ligne des caractéristiques des effluents (pH, conductivité, température), et analysé la phase clarifiée après traitement. Ces analyses incluent la turbidité et la consommation des électrodes par pesée.

Durant toute la durée des manipulations, nous avons effectué des prélèvements, et avant d'être analysés par le turbidimètre, les échantillons ont subi des décantations de 24 heures.

### II.5.1. Suivi des paramètres en ligne

Les pH des échantillons prélevés sont mesurés par un pH mètre "Hanna, pH210" muni d'une électrode en verre contenant une solution de KCl de concentration 4M (Fig. II.6). La tension aux bornes des électrodes est enregistrée en continu.

Les mesures de conductivité sont effectuées à l'aide d'un conductimètre "Hanna, EC214 conductimètre" (Fig. II.7).



Figure II.6: pH Mètre "Hanna pH 210"



Figure II.7: Conductimètre "Hanna EC214 "

### II.5.2. L'analyse chimique

Les mesures des indicateurs de la dépollution (turbidité, absorbance) sont effectuées sur les échantillons prélevés.

#### a. Mesure de la turbidité et de l'absorbance

La turbidité est mesurée après 24 heures de décantation et sur le surnageant clair. Nous avons utilisé un appareil de type Hanna instruments "HI88703" comportant une diode infrarouge de longueur d'onde 890 nm et un détecteur de lumière réfléchi qui est un appareil à lecture directe pour la mesure de la turbidité (Fig. II.8). La mesure est basée sur l'absorption par les particules en suspension. L'unité utilisée pour la turbidité est la Néphélométrie Turbidity Unit (NTU).



Figure II.8 : Turbidimètre Hanna "HI88703"

Le rendement d'élimination de la turbidité **Turb** (%) est déterminé par la relation suivante :

$$\mathbf{Turb} \text{ (\%)} = \frac{(\mathbf{Turb}_i - \mathbf{Turb}_f)}{\mathbf{Turb}_i} \cdot 100$$

$\mathbf{Turb}_i$  et  $\mathbf{Turb}_f$  sont les turbidités de la solution avant et après traitement par EC, en NTU.

## II.6. L'énergie consommée

La consommation d'énergie spécifique par kg de colorant éliminé ( $E_{\text{dye}}$ ), la consommation spécifique des électrodes par kg de colorant ( $\mu_{\text{Al}}$ ) et la consommation d'énergie par m<sup>3</sup> d'eau traitée ( $E_{\text{eau}}$ ) sont calculées par les équations suivantes, respectivement [50,57,58,60,67]:

$$E_{\text{dye}} \left( \frac{\text{kWh}}{\text{kgdye}} \right) = \frac{UI}{1000Q(C_i Y_{\text{COL}})}$$

$$\mu_{\text{Al}} \left( \frac{\text{kgAl}}{\text{kgdye}} \right) = \frac{M_{\text{Al}} I \phi_{\text{Al}}}{3F} \frac{1}{Q(C_i Y_{\text{COL}})}$$

$$E_{\text{eau}} \left( \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \right) = \frac{Ult}{V}$$

La concentration initiale en colorant  $C_i$  est en kg/m<sup>3</sup>, l'intensité de courant  $I$  est en ampère (A), la tension  $U$  entre les électrodes est en volt (V), le débit d'alimentation  $Q$  en m<sup>3</sup>/h, la masse molaire de l'aluminium  $M_{\text{Al}}$  (0.027 kg/mol), la constante de Faraday  $F$  (96487 C/mol),  $t$  est le temps de traitement (s) et le rendement faradique  $\phi_{\text{Al}}$  de la dissolution d'aluminium.  $\phi_{\text{Al}}$  est estimé par le rapport de la perte de masse effective des électrodes lors des expériences  $\Delta m_{\text{exp}}$  à la masse théorique d'aluminium libérée à l'anode  $\Delta m_{\text{th}}$  :

$$\phi_{\text{Al}} = \frac{\Delta m_{\text{exp}}}{\Delta m_{\text{th}}} = \frac{3F}{M_{\text{Al}} I t} \Delta m_{\text{exp}}$$

Le rendement faradique ou l'efficacité de courant sont deux dénominations du même paramètre ( $\phi_{\text{Al}}$ ) ; il dépend fortement de l'évolution du pH de la solution et des espèces qui y sont présentes, par exemple de la coexistence d'autres anions [50,61]. Il est souvent supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal.

## II.7. Les électrodes utilisées

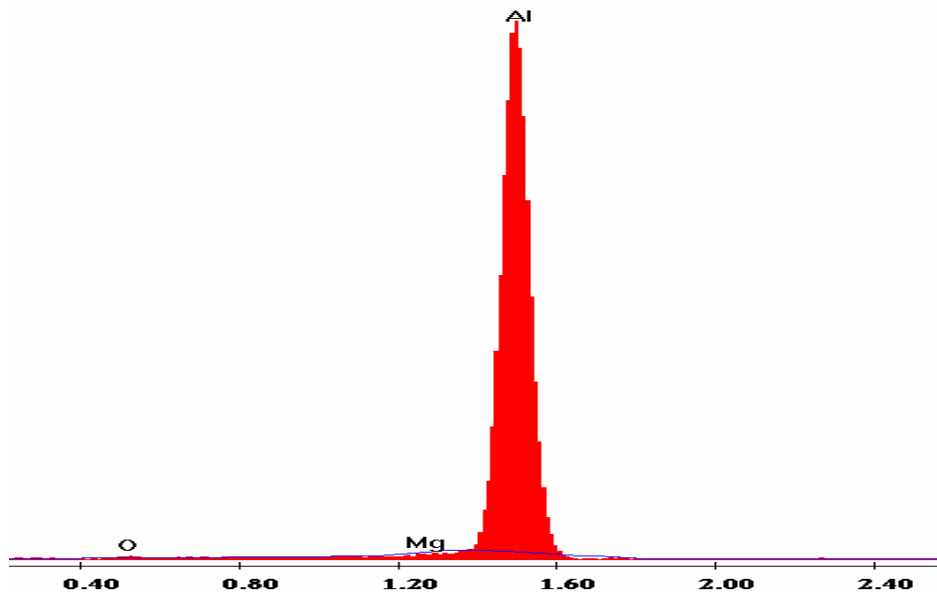
Les électrodes utilisées sont en aluminium d'une pureté d'environ 98 % (Fig. II.9). Leur conductivité électrique est de l'ordre de 38,2.10<sup>6</sup> mS/cm. Le métal des électrodes peut être

obtenu par récupération des déchets d'aluminium, ce qui rend leur coût supportable pour un procédé de dépollution.

Les deux plaques parallèles et rectangulaires d'aluminium, ont été préalablement traitées avec un papier abrasif au niveau de leur surface, dans le but d'homogénéiser celles-ci et d'éliminer les impuretés et les dépôts qui peuvent les contaminer. Les électrodes sont extraites du réacteur, après chaque manipulation d'électrocoagulation dans le but de les examiner, et de les nettoyer, étant donné que les résidus de décomposition des polluants peuvent se déposer sur leur surface.

Le nettoyage s'effectue avec une solution d'acide chlorhydrique de 0.2 N, permettant ainsi de d'éliminer les dépôts des polluants pouvant former une couche résistante sur la surface.

La figure (II.9) représente la composition élémentaire du métal des électrodes réalisée par microscope électronique à balayage (MEB) [50,57,58,60,67].



**Figure II.9 : Composition élémentaire du métal des électrodes utilisées par MEB**

# **Chapitre III**

## ***Résultats et discussions***

## Chapitre III : Résultats et discussions

### III.1. Introduction

Ce chapitre est consacré à l'évaluation de l'efficacité de la technique d'électrocoagulation (EC) en réacteur continu, pour l'élimination de la turbidité d'un colorant (rouge nylosan) utilisé dans l'industrie de textile.

Des expériences ont été effectuées afin d'étudier les effets des paramètres de fonctionnement du procédé, tels que, la densité de courant  $j$ , le temps de traitement  $t$ , le mode de connexion des électrodes, le type de courant et le rendement faradique.

### III.2. Etude des rendements faradiques

Les estimations de l'efficacité et du coût énergétique du traitement des effluents nécessitent à ce jour des expériences coûteuses et longues en raison des nombreuses analyses.

La prédiction et le contrôle du taux de dissolution des électrodes d'aluminium auraient non seulement des retombées financières mais permettraient aussi de réduire sensiblement la durée des études cinétiques préalables.

Le rendement faradique en aluminium correspond au rapport entre la quantité d'aluminium réellement produite par oxydation de l'anode, et la quantité d'aluminium qu'on devrait produire en suivant la loi de Faraday suivante.

$$\phi_{Al} = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{th}} = \frac{3F}{M_{Al} I t} \Delta m_{exp}$$

La masse théorique d'Al consommée ( $\Delta m_{th}$ ) est donnée par la relation :

$$\Delta m_{th} = \frac{I t M_{Al}}{3F}$$

Avec :

$\Delta m_{th, exp}$ : masse d'Al dissoute (g)

$I$  : intensité du courant imposé (A)

$t$  : durée de traitement (s)

$M_{Al}$  : poids moléculaire de l'élément considéré (g/mol)

$F$  : constante de Faraday (96500 C/mol).

Afin de vérifier l'évolution du rendement faradique ( $\phi_{Al}$ ) en fonction du temps de traitement par EC, nous avons mesuré la concentration en aluminium dissoute expérimentalement avant et après chaque essai, par pesée des électrodes ( $\Delta m_{exp}$ ).

L'évaluation du rendement faradique pour différentes densités de courant (100, 200 et 300 A/m<sup>2</sup>) et pour différents modes de connexion des électrodes (MP, BP, MP-S et MP-P) est représentée sur les figures suivantes.

### III.2.1. Connexion monopolaire à 2 électrodes (MP)

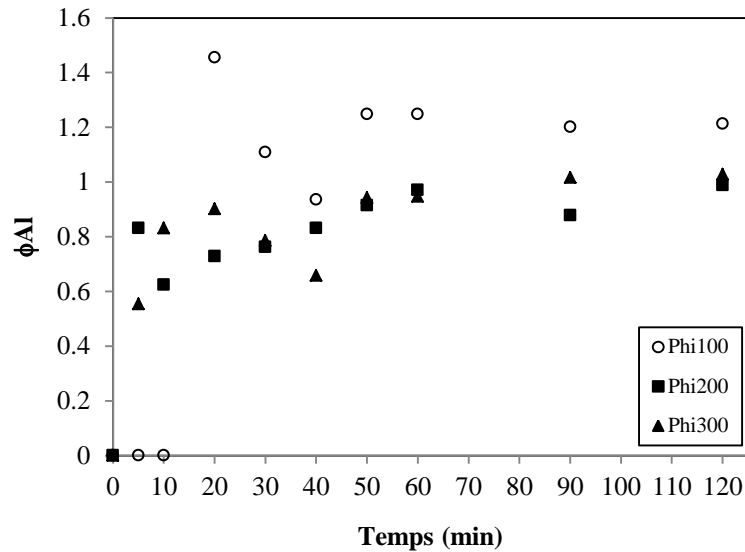


Figure III.1 : Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (MP - 2 électrodes):  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 680$   $\mu$ S/cm

### III.2.2. Connexion bipolaire à 4 électrodes (BP)

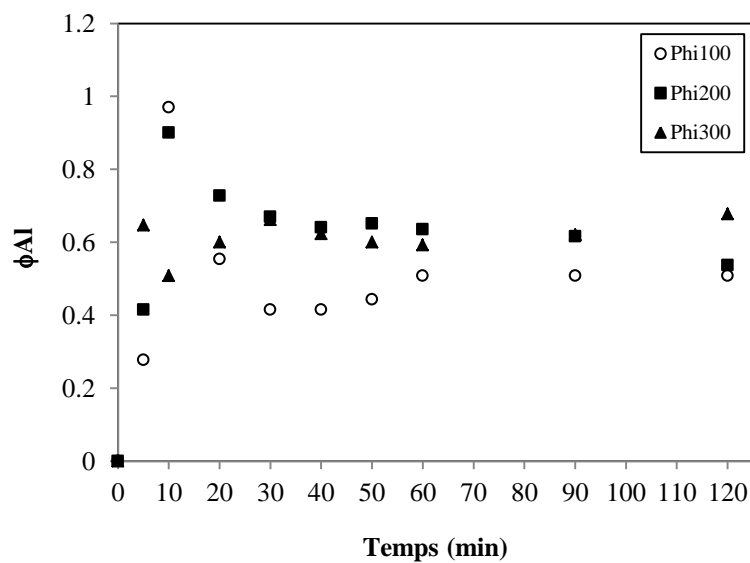


Figure III.2 : Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (BP - 4 électrodes):  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 880$   $\mu$ S/cm

### III.2.3. Connexion monopolaire en série à 4 électrodes (MP-S)

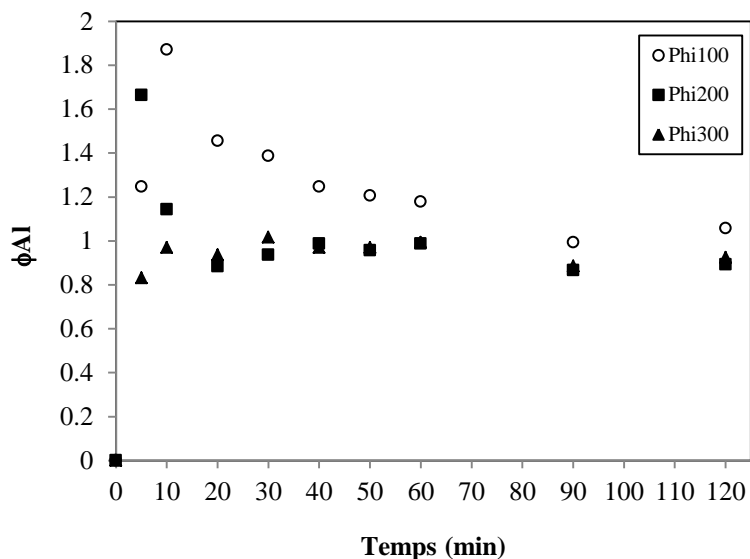


Figure III.3 : Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (MP-S - 4 électrodes):  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 1800$   $\mu$ S/cm

### III.2.4. Connexion monopolaire en parallèle à 4 électrodes (MP-P)

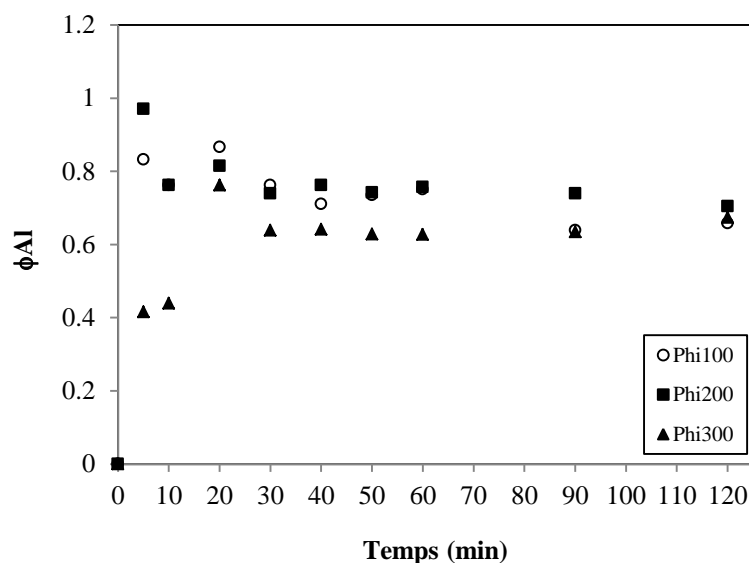


Figure III.4 : Evolution des rendements faradiques au cours de l'EC pour différentes densités de courant (MP-P - 4 électrodes):  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 1000$   $\mu$ S/cm

D'après les résultats obtenus, on constate que les rendements faradiques présentent des valeurs dispersées en début de traitement, ceci est dû probablement aux faibles concentrations en aluminium dissous, pour converger pour chaque mode de connexion et pour chaque densité de courant vers une fourchette de valeurs entre 0.5 et 1.3 à partir de 30 min jusqu'à la fin du traitement.

Le tableau (III.1) résume les valeurs moyennes du rendement faradique en fonction de la densité de courant et du mode de connexion.

Tableau III.1 : Valeurs moyennes du rendement faradique

Mode de connexion	$j = 100 \text{ A/m}^2$	$j = 200 \text{ A/m}^2$	$j = 300 \text{ A/m}^2$
	$\phi_{\text{Al. Moy}}$		
(MP) 2 électrodes	0.84	0.75	0.76
(BP) 4 électrodes	0.46	0.57	0.55
(MP-S) 4 électrodes	1.16	0.93	0.84
(MP-P) 4 électrodes	0.67	0.69	0.54

On voit que les valeurs moyennes des rendements faradiques sont toutes inférieures à l'unité (1), sauf pour la connexion monopolaire en série (MP-S), on a enregistré une valeur de 1.16. En trouvant une réponse à ce problème des rendements faradiques supérieurs à 1, cela pourrait nous permettre d'utiliser une quantité moindre d'électricité afin de ne produire que la quantité d'aluminium requise pour le traitement des effluents.

La figure (III.5) correspondant à la connexion (MP-P) avec une densité de courant de  $300 \text{ A/m}^2$  montre que la masse théorique est linéairement proportionnelle à la densité de courant (intensité appliquée). Pendant ce temps, la masse expérimentale varie proportionnellement à la densité de courant appliquée, mais elle est légèrement inférieure à la masse théorique. Cela a abouti à un rendement faradique inférieur à 1 avec un rendement moyen de **0,54**.

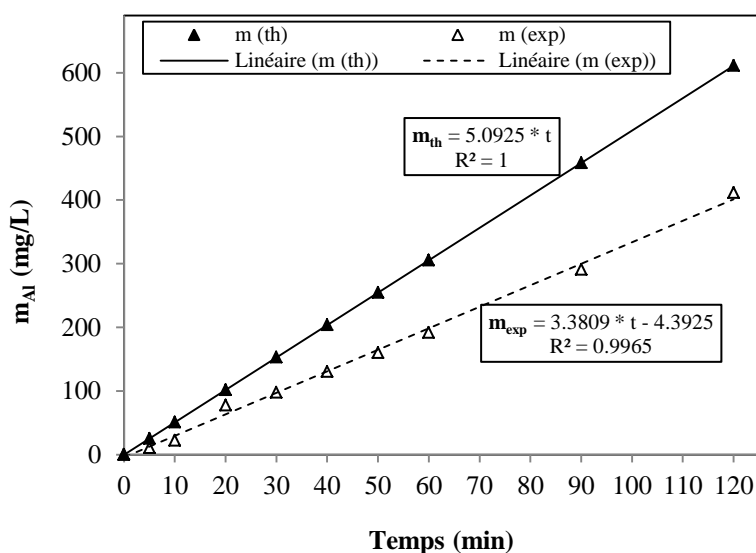
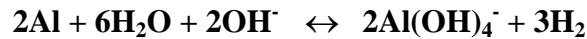


Figure III.5 : Concentration théorique et expérimentale d'Al au cours de l'EC : Connexion MP-P - 4 électrodes,  $j = 300 \text{ A/m}^2$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$ ,  $\kappa = 1100 \text{ }\mu\text{S/cm}$

Des auteurs [1,55,69,70] s'accordent sur le fait qu'avec des électrodes en aluminium, les rendements faradiques sont supérieurs à l'unité (1) ; cela veut dire que la quantité d'Al produite lors de la dissolution anodique est supérieure à la quantité théorique prévue par la loi de Faraday. Ces résultats pourraient s'expliquer par une oxydation anodique de l'Al qui conduisait simultanément à la formation d'Al<sup>3+</sup> et Al<sup>+</sup> [62]. Cette consommation peut également être due à l'hydrolyse chimique de la cathode selon l'équation suivante.



De plus, ce phénomène pourrait s'expliquer par le phénomène de corrosion et d'oxydation de la surface des électrodes. Le mécanisme de corrosion des électrodes suggérait une implication des ions chlorure. Ce mécanisme peut entraîner une plus grande production d'hydroxyde d'aluminium et de bulles d'hydrogène par rapport à la quantité qui devrait produire la réaction principale à l'anode [63].

### III.3. Influence du type de courant électrique sur l'élimination de la turbidité

En général, le courant continu (DC) est utilisé dans les processus d'électrocoagulation (EC). Cependant, le courant alternatif (AC) a rarement été évalué pour l'EC et seulement en mode discontinu [71,72]. Afin de voir l'effet du type de courant sur l'élimination de la turbidité par EC, des essais ont été menés sur quatre modes de connexion des électrodes (MP, BP, MP-S et MP-P) et sous trois densités de courant (100, 200 et 300 A/m<sup>2</sup>).

La densité de courant ( $j$ ) est le rapport entre l'intensité de courant appliquée aux bornes des électrodes ( $I$ ) en ampère sur la surface active des électrodes ( $S$ ) en m<sup>2</sup> ( $j = I/S$ ).

Elle est considérée comme l'un de paramètres clés de l'EC [50,57,65,73]. Lorsque la densité de courant augmente, la quantité de cations d'Al<sup>3+</sup> libérée par l'anode et donc de particules d'Al(OH)<sub>3</sub> augmentent également. Il en résulte une forte dissolution des électrodes, donc davantage de déstabilisation des particules du polluant ; par ailleurs le taux de production des bulles d'hydrogène (H<sub>2</sub>) augmente et leur taille diminue lorsque la densité de courant augmente. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace du polluant par flottation.

#### III.3.1. Courant alternatif

Les résultats trouvés sont représentés sur les figures suivantes.

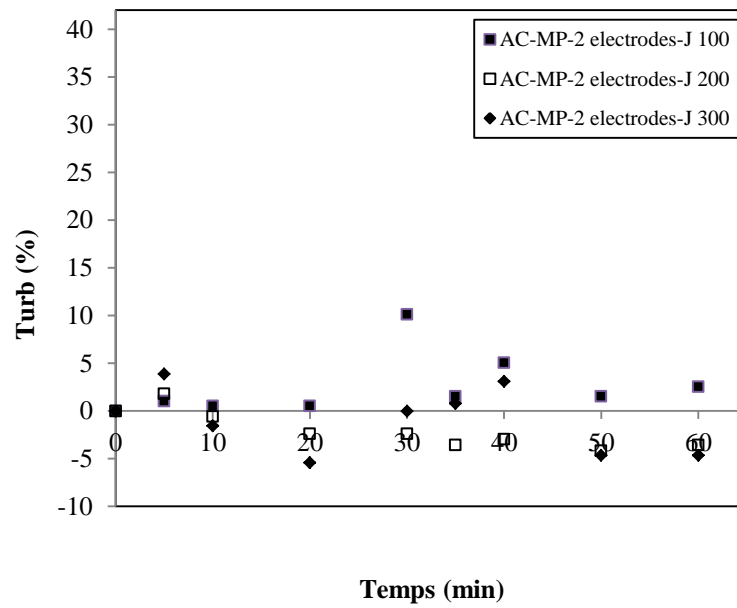


Figure III.6 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100$  mg/L,  $pH_{initial} = 7.92$ ,  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 680$   $\mu$ S/cm

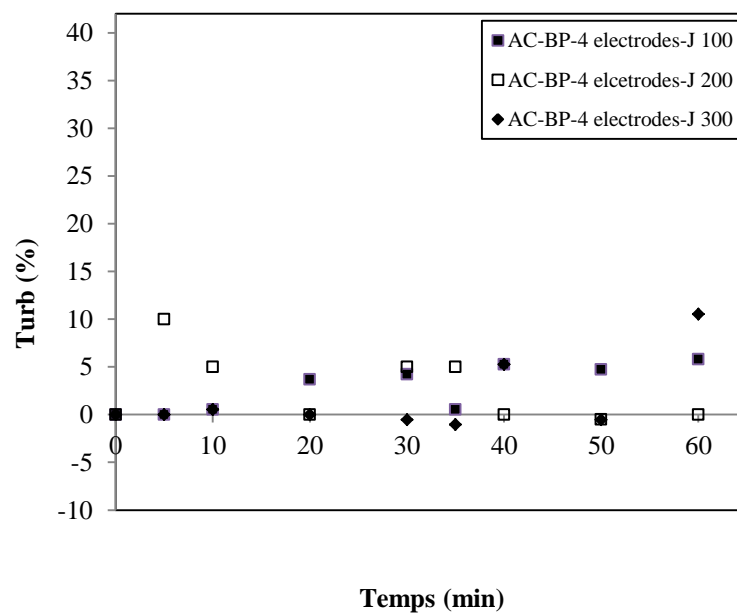


Figure III.7 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100$  mg/L,  $pH_{initial} = 7.92$ ,  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 880$   $\mu$ S/cm

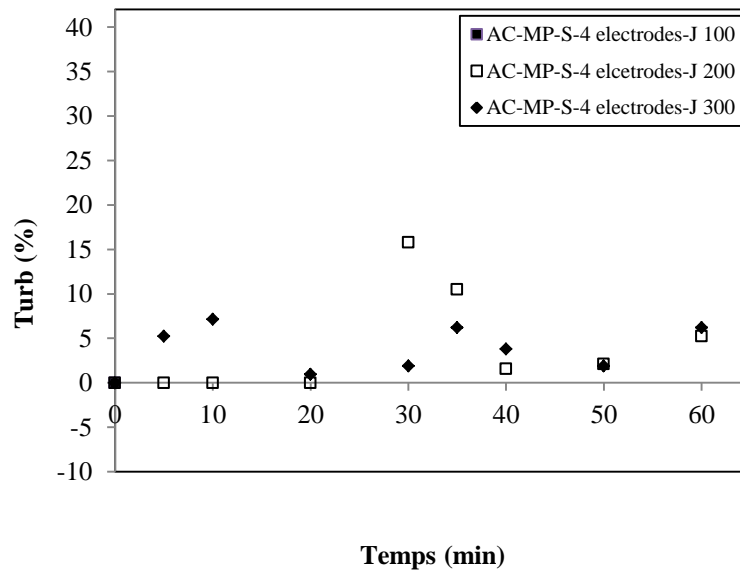


Figure III.8 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $pH \text{ initial} = 8.22$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$ ,  $\kappa = 1800 \text{ }\mu\text{S/cm}$

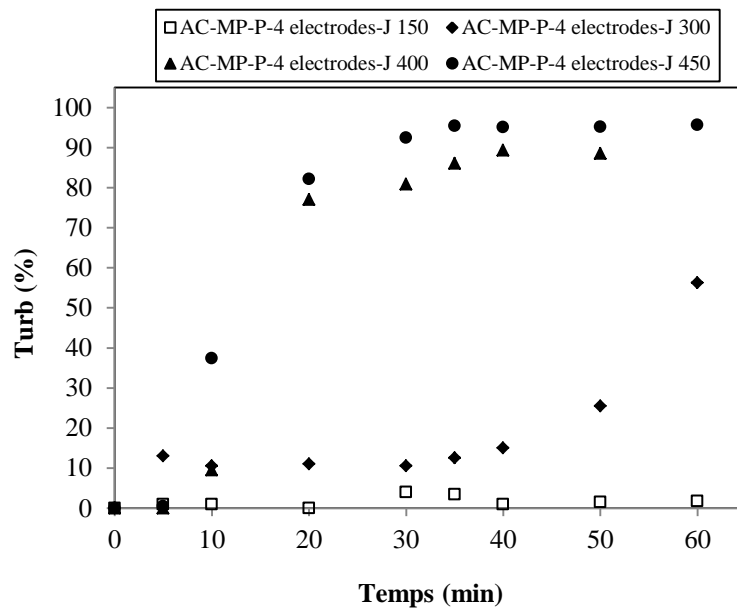


Figure III.9 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $pH \text{ initial} = 8.18$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$ ,  $\kappa = 1000 \text{ }\mu\text{S/cm}$

Les figures (III.6 - III.9) montrent que notre réacteur ne fonctionne pas bien pour les faibles densités de courant (100 et 200 A/m<sup>2</sup>) avec des rendements inférieurs à 15.78 % pour les trois modes de connexion (MP, BP, M-S). Pour le mode (MP-P), le taux d'élimination de la turbidité a atteint 56.25 % après une heure de traitement. L'augmentation de la densité de courant à 400 et à 450 A/m<sup>2</sup>, nous a permis d'atteindre un taux d'abattement de 88.8 % et 95.62 %, respectivement.

L'efficacité négative de la réduction de la turbidité au début de traitement peut être due au fait que durant le passage du courant électrique, une convection additionnelle apparaisse. Selon *Edeline* [64] l'aluminium dissous se polymérise sous la forme d'hydroxyde d'aluminium et augmente ainsi la turbidité.

### III.3.2. Courant continu

Pour le courant continu (DC), les résultats sont ci-après.

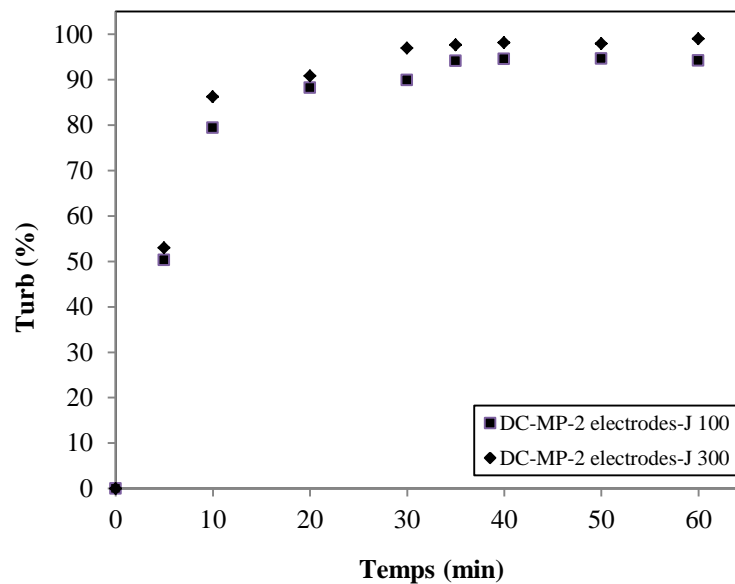


Figure III.10 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100$  mg/L,  $pH_{initial} = 8.24$ ,  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 1000$   $\mu$ S/cm

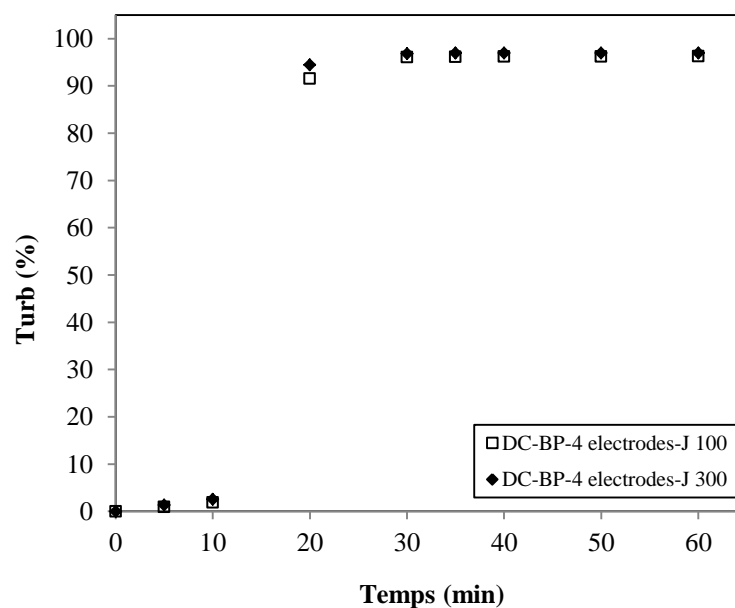


Figure III.11 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100$  mg/L,  $pH_{initial} = 7.92$ ,  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 1800$   $\mu$ S/cm

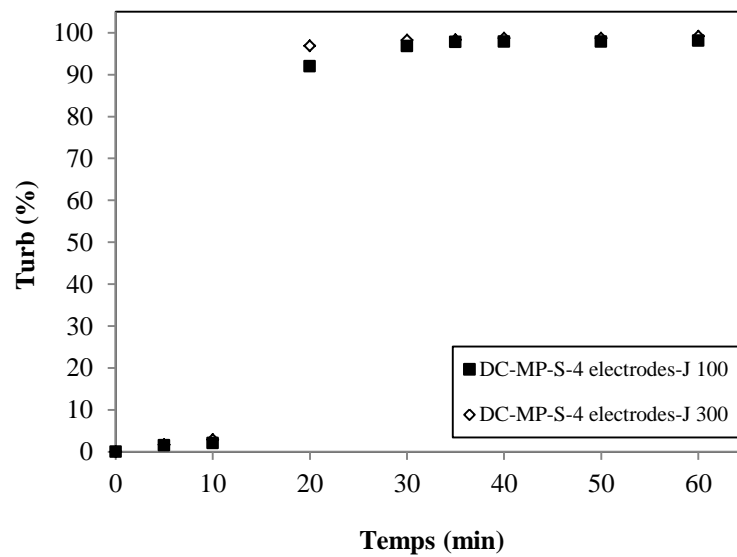


Figure III.12 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100$  mg/L,  $pH_{initial} = 8.22$ ,  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 1900$   $\mu$ S/cm

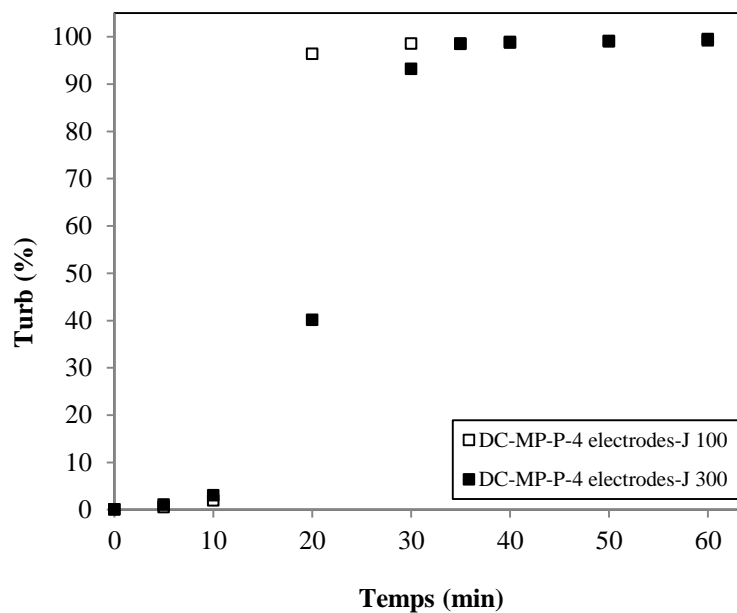


Figure III.13 : Effet de la densité de courant  $j$  et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité:  $C_i = 100$  mg/L,  $pH_{initial} = 8.21$ ,  $Q = 15$  L/h,  $\kappa = 1000$   $\mu$ S/cm

D'après les figures (III.10) et (III.13), nous constatons que quel que soit la densité du courant et le mode de connexion électrique, les abattements de la turbidité présentent deux phases :

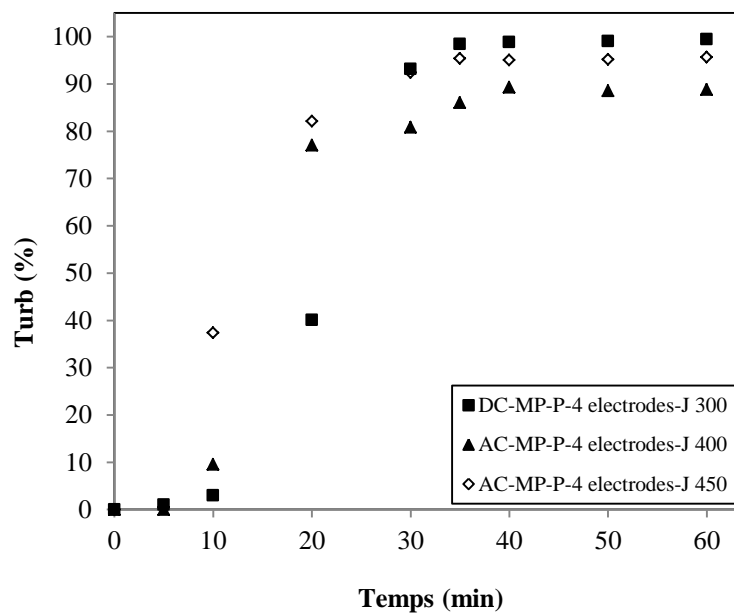
- i) Une phase réactive, dans laquelle l'abattement de la turbidité augmente rapidement en fonction du temps.

ii) Une phase stationnaire au bout de laquelle l'abattement est quasi nul. Cette phase indique qu'une dissolution supplémentaire de l'aluminium n'a pas d'effet sur le procédé [74].

A l'état stationnaire, des performances supérieures du traitement sont obtenues par une densité de courant plus élevée comme prévu, avec un rendement de réduction de la turbidité passant de 94.13 à 99.42 % pour une densité de courant à 100 et 300 A/m<sup>2</sup>, respectivement avec toutes les configurations des électrodes. La connexion (MP-P) des électrodes a amélioré l'efficacité du traitement, avec une réduction de la turbidité à 98.49 % pour une densité de 100 A/m<sup>2</sup>, et 99.42% pour une densité de 300 A/m<sup>2</sup>.

### III.3.3. Comparaison entre AC et DC

Comme on l'a constaté lors de l'étude de l'effet du courant alternatif (*Section II.3.1*), le seul mode qui a donné des résultats est le MP-P. La figure (III.14) nous résume les résultats des essais sous une densité de courant de 300 A/m<sup>2</sup> pour le courant continu, et sous 400 et 450 A/m<sup>2</sup> pour le courant alternatif.



**Figure III.14 : Effet du type de courant sur l'élimination de la turbidité:**  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$ ,  $\kappa = 1000 \text{ } \mu\text{S/cm}$

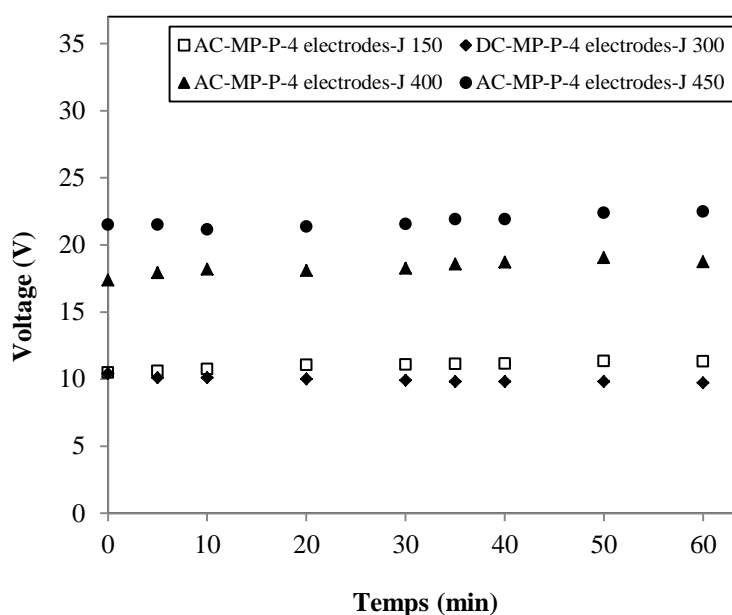
D'après les résultats obtenus, on constate que le courant continu (DC) est plus efficace que le courant alternatif (AC) en termes d'élimination de la turbidité, car notre réacteur a bien fonctionné pour tous les modes de connexion étudiés et quel que soit la densité de courant appliquée, avec un maximum d'élimination de l'ordre de 99.42 %. Par contre, pour le courant

alternatif, il nous a fallu une densité de courant de  $450 \text{ A/m}^2$  pour atteindre un abattement de 95.62 %.

### III.4. Evolution de la tension

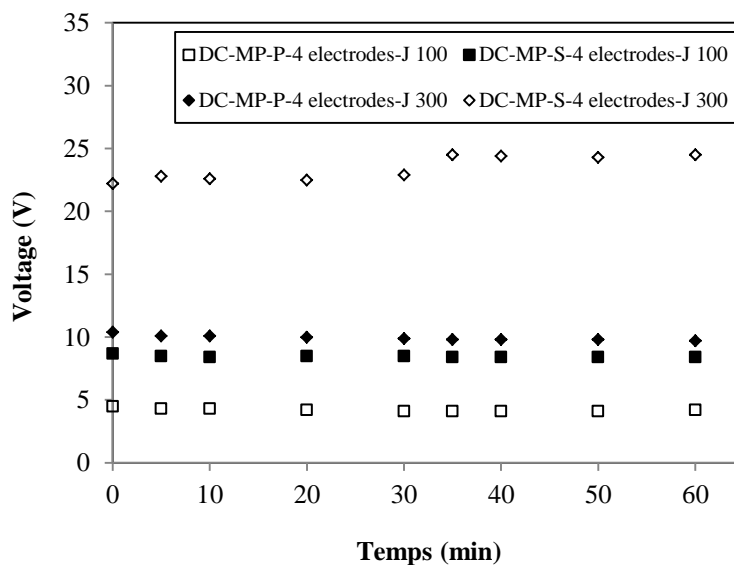
La tension de cellule représente la valeur relevée de la tension sur le générateur stabilisé. Cette valeur de tension est fonction de l'intensité de courant, du matériau d'électrode, de l'effluent et de la connexion électrique des électrodes. Pour un effluent dont la conductivité est élevée, la tension est faible s'il n'y a pas de dépôt sur la surface des électrodes qui empêchent le passage du courant [75].

Les figures (III.15 et III.16) nous résument l'effet de la densité de courant et de la connexion électrique sur l'évolution de la tension entre les électrodes en fonction du temps pour les courants continu et alternatif.



**Figure III.15 : Effet de la connexion électrique et de type de courant sur la tension entre les électrodes pour le cas du courant alternatif :  $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$**

Selon ces figures, les tensions dépendent de la densité de courant et du type de connexion des électrodes. Comme on l'a déjà vu lors de l'étude de l'effet du mode de connexion et de la densité de courant sur la réduction de la turbidité, le mode le plus efficace est le (MP-P). En regardant les valeurs de la tension, ce mode reste le plus performant même en termes de consommation d'énergie. Il a bien fonctionné en donnant un rendement de 99.18 % avec une tension de 4.2V sous une densité de courant de  $100 \text{ A/m}^2$ ; ce qui le place le mieux sur le plan économique. Un taux de 99.42 % a été observé pour une densité de courant de  $300 \text{ A/m}^2$  avec une tension de 9,7 V.



**Figure III.16 : Effet de la connexion électrique et de type de courant sur la tension entre les électrodes pour le cas du courant continu :  $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$**

Ces résultats montrent que les systèmes de connexion électrique doivent faire l'objet d'une plus grande attention. Ceci est particulièrement le cas pour les réacteurs industriels continus dans lesquels de nombreuses électrodes sont utilisées. L'analyse théorique et les expériences ont démontré que le pH et le débit de l'eau avaient peu d'effet sur la tension d'électrolyse du processus d'électrocoagulation.

### III.5. Evolution du pH

Le pH initial est l'un des principaux paramètres jouant un rôle important dans l'efficacité de l'EC. Son évolution dépend du pH initial.

La tendance du pH final à se rapprocher de la neutralité ( $\text{pH} = 7$ ) et sans ajout d'aucun réactif chimique constitue un avantage considérable pour la technique d'EC. La formation de l'hydroxyde d'aluminium  $\text{Al}(\text{OH})_3$  qui joue le rôle d'un coagulant est favorisée dans cette gamme de pH (5 – 9).

Ceci montre que le procédé de l'EC a un certain pouvoir tampon en raison d'une balance entre la production et la consommation de  $\text{OH}^-$  et du besoin de la neutralisation de la charge avant la transformation finale des composés solubles d'aluminium sous forme d' $\text{Al}(\text{OH})_3$  [44], qui empêche le changement élevé du pH de la neutralité, comme le montre la figure (III.17).

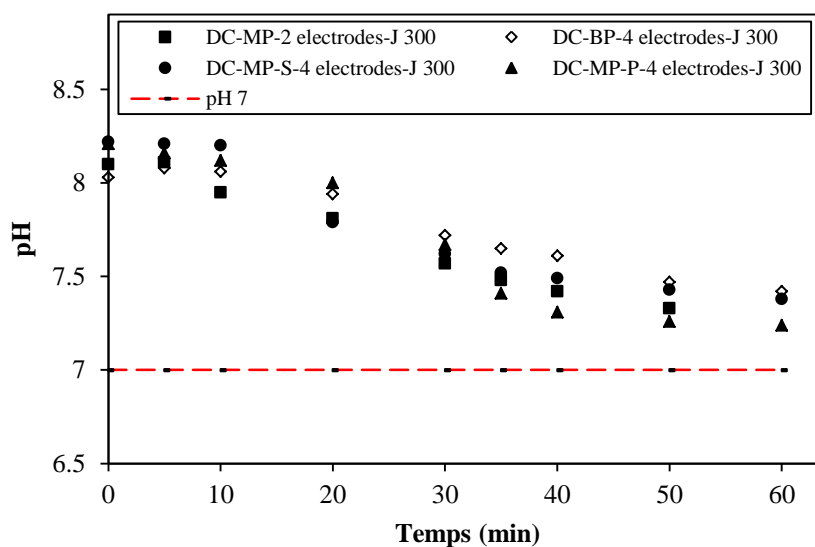


Figure III.17 : Evolution du pH au cours de l'EC en fonction du temps :  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$

### III.6. Calcul énergétique

Dans ce travail, seul le courant continu est pris en considération. De nombreux travaux sur l'EC ont porté sur la consommation énergétique en termes d'énergie électrique spécifique consommée ( $E_{\text{dye}}$ ) [50,66]. Cette énergie a souvent été étudiée en fonction des paramètres de l'EC d'une façon générale.

Du point de vue efficacité, tous les deux modes de connexions ont donné des résultats satisfaisants, avec des rendements supérieurs à 94 %.

L'énergie électrique spécifique consommée ( $E_{\text{dye}}$ ), la consommation spécifique des électrodes par kg de colorant ( $\mu_{\text{AI}}$ ) et la consommation d'énergie par  $\text{m}^3$  d'eau traitée ( $E_{\text{water}}$ ) sont calculées par les équations citées dans le chapitre (II), section (II.6).

Les allures de ces trois paramètres sont représentées sur les figures ci-après.

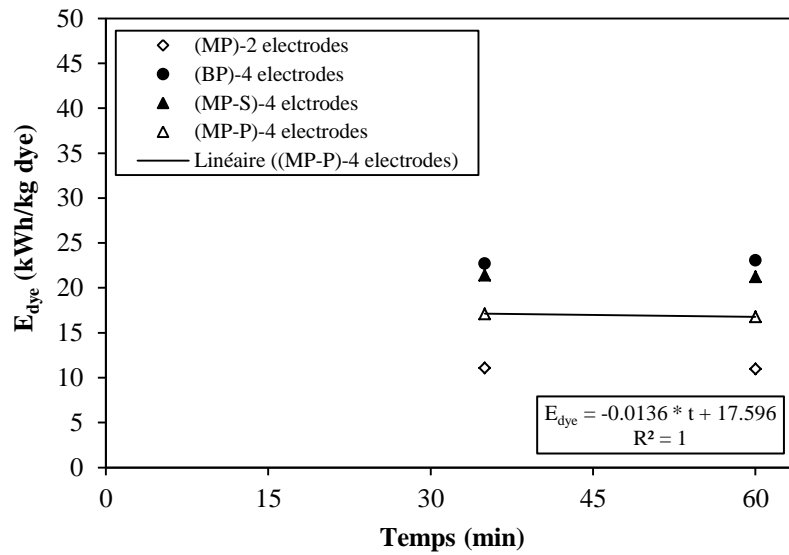


Figure III.18 : Evolution de l'énergie électrique spécifique consommée ( $E_{dye}$ ) en fonction du temps :  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}, j = 300 \text{ A/m}^2, Q = 15 \text{ L/h}$

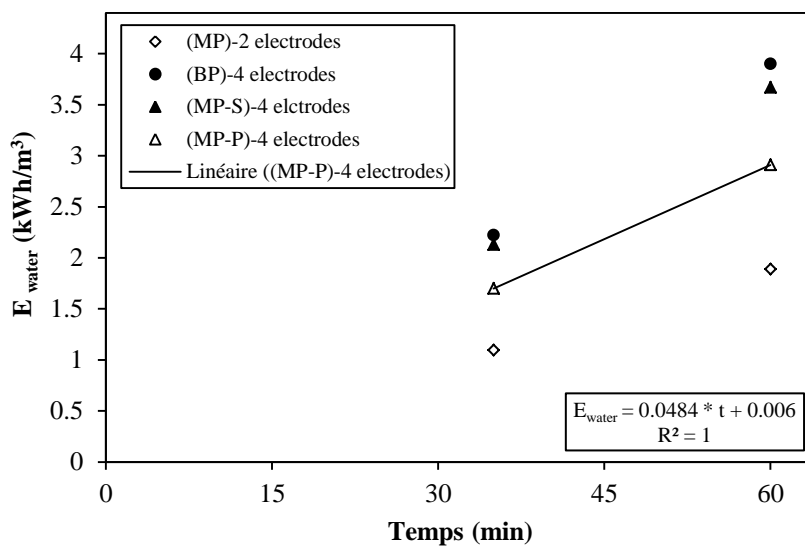
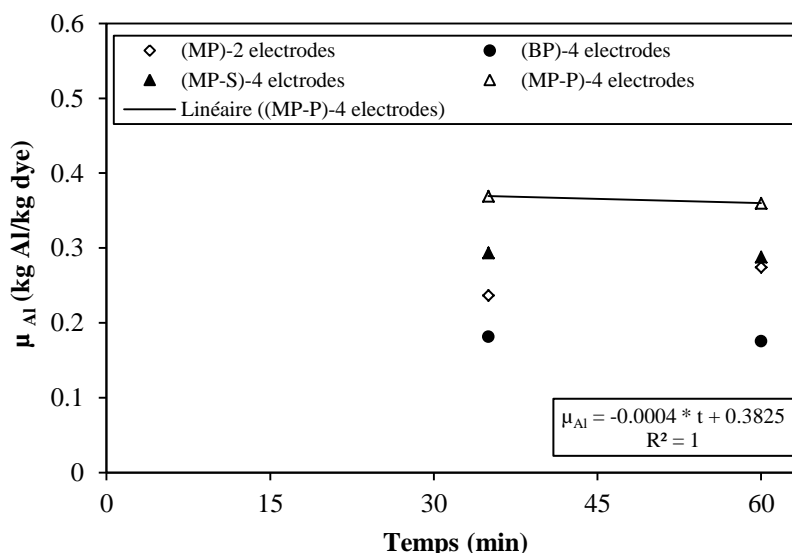


Figure III.19 : Evolution de l'énergie par  $\text{m}^3$  d'eau traitée ( $E_{water}$ ) en fonction du temps :  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}, j = 300 \text{ A/m}^2, Q = 15 \text{ L/h}$



**Figure III.20 : Evolution de la consommation des électrodes ( $\mu_{Al}$ ) en fonction du temps :**  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}, j = 300 \text{ A/m}^2, Q = 15 \text{ L/h}$

Les figures (III.18 et III.20) montrent que  $E_{dye}$  et  $\mu_{Al}$  ne dépendent que de la densité de courant et non du temps de traitement. Ce qui signifie que la diminution de la durée de traitement ne compense pas l'augmentation de la densité de courant sur la consommation énergétique.  $E_{dye}$  ne représente qu'une fraction des coûts de l'opération d'électrocoagulation, entre 20 et 50 % [64]. Selon cet auteur, le coût principal est dû à la consommation du matériau des électrodes. Par contre  $E_{water}$  dépend beaucoup plus du temps (Fig. III.19). Une densité de courant élevée conduit à une consommation élevée du métal des électrodes ( $\mu_{Al}$ ) et de l'énergie  $E_{dye}$  par l'effet de joule.

### III.7. Suivi de la décantation

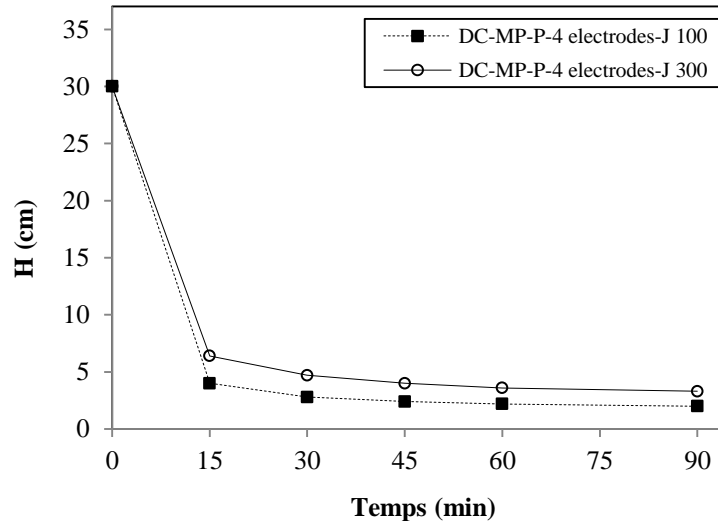
Après chaque manipulation d'EC, la solution traitée restante a été versée dans une éprouvette de 1 L de volume avec des dimensions de 38.5 et 7.8 cm de hauteur et de diamètre, respectivement, pour les essais de décantation. La décantation a été suivie pendant 90 min pendant lesquelles la hauteur de l'interface boues-surnageant a été enregistrée à intervalles réguliers.

Il y a quatre phases pour la sédimentation des boues [76].

- La première phase est la phase de coalescence dans laquelle des floccs de tailles différentes descendent séparément en raison d'une zone transitoire entre les sédiments et le surnageant. C'est une petite période de mouvement principalement brownien.
- Pour la deuxième phase, la hauteur de l'interface solide-liquide diminue régulièrement avec le temps, caractérisée par une vitesse de sédimentation constante.
- Dans la troisième phase, une période de transition-stabilisation se produit au cours de laquelle la vitesse de stabilisation diminue.

- La phase finale, est la décantation par compression dans laquelle la hauteur de l'interface solide-liquide est relativement constante.

Les résultats trouvés pour le cas d'une connexion (MP-P) sous un courant continu (DC) sont représentés sur la figure (III.21).

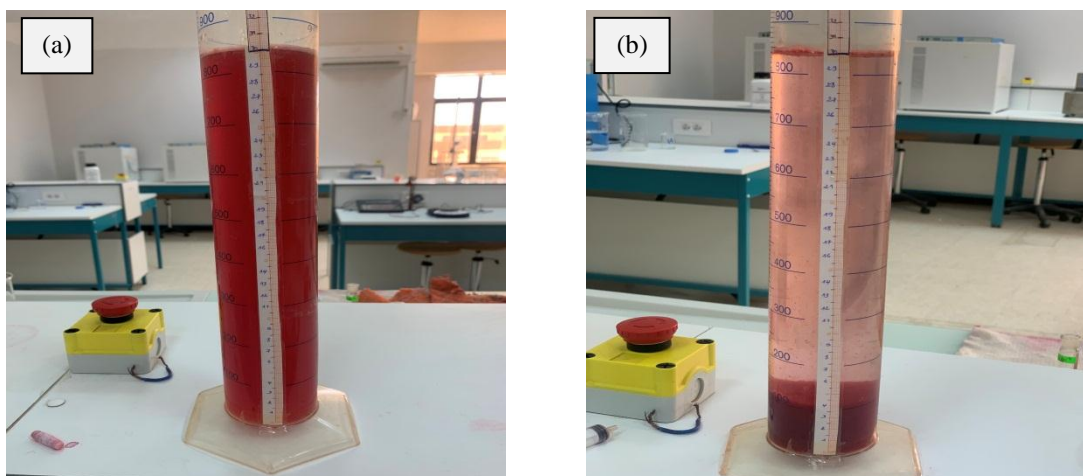


**Figure III.21 : Allures des courbes de décantation de l'interface boues-surnageant:**  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $j = 300 \text{ A/m}^2$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$

La figure (III.21) montre la variation des hauteurs de l'interface boues-surnageant en fonction du temps de traitement et de la densité de courant appliquée. Une étape de décantation linéaire suivie d'une phase relativement stable, due à la compression des particules, a été observée.

Les résultats ont montré une bonne décantation pour les deux densités de courant étudiées. En même temps on a constaté que l'épaisseur de la boue formée lors de la décantation est inversement proportionnelle à la densité de courant appliquée.

La figure (III.22) illustre le degré de clarification avant traitement (a) et après traitement par EC suivie de 90 min de décantation (b).



**Figure III.22 : Degré de clarification de la solution à traiter:**  
 $C_i = 100 \text{ mg/L}$ ,  $j = 300 \text{ A/m}^2$ ,  $Q = 15 \text{ L/h}$

### **III.8. Conclusion partielle**

Des expériences ont été réalisées pour étudier les effets des paramètres influençant l'EC pour l'élimination d'un colorant utilisé dans l'industrie de textile (rouge nylosan).

Les résultats trouvés montrent que la technique d'électrocoagulation a donné de bons résultats en utilisant le courant continu (DC) pour une réduction efficace de la turbidité pour tous les modes de connexions étudiés contrairement au courant alternatif (AC) qui a enregistré des résultats intéressants que pour le cas de la connexion monopolaire parallèle (MP-P) à 4 électrodes et pour des densités de courant élevées (400 et 450 A/m<sup>2</sup>).

# *Conclusion générale*

## **Conclusion générale**

La revue bibliographique sur les techniques de traitement des effluents industriels liquides a montré que l'électrocoagulation (EC) est une technologie compacte, fiable et présente beaucoup d'avantages par rapport aux méthodes classiques. Ce procédé permet d'éliminer simultanément un large spectre de polluants organiques et minéraux, de colorants et de métaux lourds provenant des différents effluents réels ou synthétiques.

Malgré les nombreux travaux publiés sur cette technique, nous nous sommes efforcés de concentrer nos recherches sur des points spécifiques qui n'avaient été que peu ou pas étudiés.

Le premier point est relatif au rendement faradique. Le second point concerne l'effet du mode de connexion des électrodes (monopolaire / bipolaire) et le type du courant appliqué (continu / alternatif).

Ce travail avait pour objectif l'étude de l'élimination du colorant rouge nylosan présent dans les effluents des industries de textile en utilisant un réacteur continu d'EC.

Les résultats expérimentaux ont montré que :

- Les valeurs moyennes des rendements faradiques sont toutes inférieures à l'unité (1), sauf pour la connexion monopolaire en série (MP-S), où on a enregistré une valeur de 1.16. En trouvant une réponse à ce problème des rendements faradiques supérieurs à 1, cela pourrait nous permettre d'utiliser une faible quantité d'électricité afin de ne produire que la quantité d'aluminium requise pour le traitement des effluents.
- Pour le courant alternatif, notre réacteur n'a pas bien fonctionné pour les faibles densités de courant (100 et 200 A/m<sup>2</sup>) avec des rendements inférieurs à 15.78 % pour les trois modes de connexion (MP, BP, M-S). Pour le mode (MP-P), le taux d'élimination de la turbidité a atteint 56.25 % après une heure de traitement. L'augmentation de la densité de courant à 400 et à 450 A/m<sup>2</sup>, nous a permis d'atteindre un taux d'abattement de 88.8 % et 95.62 %, respectivement.
- Pour le courant continu, le procédé a bien fonctionné pour tous les modes de connexion étudiés, avec des taux d'élimination de la turbidité allant de 94.13 à 99.42 % pour une densité de courant à 100 et 300 A/m<sup>2</sup>, respectivement. La connexion (MP-P) des électrodes a amélioré l'efficacité du traitement, avec une réduction de la turbidité à 98.49 % pour une densité de 100 A/m<sup>2</sup>, et 99.42% pour une densité de 300 A/m<sup>2</sup>.

- La connexion monopolaire parallèle (MP-P) à 2 électrodes et à 4 électrodes est la plus efficace sur tous les plans y compris celui de la consommation énergétique.
- La tendance du pH final à se rapprocher de la neutralité (pH = 7) et sans ajout d'aucun réactif chimique constitue un avantage considérable pour la technique d'EC.
- Pour la connexion (MP-P) et sous deux densités de courant (100 et 300 A/m<sup>2</sup>), le suivi de la décantation de l'interface boues-surnageant, nous a permis d'avoir une bonne décantation à partir de 30 min, et en même temps on a constaté que l'épaisseur de la boue formée lors de la décantation est inversement proportionnelle à la densité de courant appliquée.

A titre de perspectives, d'autres travaux peuvent être envisagés :

- Influence des impuretés des électrodes sur le rendement faradique.
- Couplage avec d'autres techniques de traitement, telles que, la coagulation-floculation, l'adsorption et la filtration.
- Etude et caractérisation des boues formées lors du traitement par EC pour une meilleure compréhension des mécanismes de dégradation de la pollution.
- Etude des rendements faradiques en analysant l'Al par spectrométrie d'absorption atomique.
- Etude approfondie des courants alternatif et pulsé.
- Etude d'élimination des métaux lourds par EC en continu.
- Intensification du procédé par ajout de coagulants naturels (*Figuier de Barbarie, Moringa Oleifera...*).
- Utilisation des énergies renouvelables (photovoltaïque) comme une source d'alimentation pour assurer l'autonomie énergétique du procédé.
- Etude approfondie de la variabilité des effluents réels.

## *Références bibliographiques*

## Références bibliographiques

- [1] M. Bennajah, traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflottation en réacteur airlift. *Thèse de Doctorat d'Etat*, Institut National Polytechnique de Toulouse, (2007).
- [2] M. Kobya E. Gengec E. Demirbas, Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process. *Chem. Eng. Process.*, 101 (2016) 87-100.
- [3] G.-P. Martineau, Maladies d'élevage des porcs. France agricole éditions, (1997).
- [4] J. Bensaid, Contribution à la dépollution des eaux usées par électrocoagulation et par adsorption sur des hydroxydes d'aluminium. *Thèse de Doctorat d'Etat*, Université Mohammed 5 - Agdal, Maroc, (2009).
- [5] G.M. Gadd, Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 84 (2009) 13–28.
- [6] S. Bouafia, Dégradation des colorants textiles par des procédés d'oxydation avancée basée sur la réaction de Fenton-Application à la dépollution des rejets industriels. *Thèse de Doctorat*, Université Saâd Dahlab, Blida, Algérie, (2010).
- [7] W. Lemlikchi, Elimination de la pollution des eaux industrielles par différents procédés d'oxydation et de co-precipitation. *Thèse de Doctorat en Sciences*, Université de Tizi-Ouzou, (2012).
- [8] AFNOR, Détermination du pH (NF ISO 10390). *Qualité des sols*, 1 (1994) 339-347.
- [9] M. Sperandi, Développement d'une procédure de compartimentation d'une eau résiduaire urbaine et application à la modélisation dynamique de procédés à boues activées. *Thèse de doctorat Génie des procédés*, INSA, Toulouse, 1998.
- [10] S. Bouafia, Dégradation des colorants textiles par des procédés d'oxydation avancée basée sur la réaction de Fenton-Application à la dépollution des rejets industriels. *Thèse de Doctorat*, Université Saâd Dahlab, Blida, Algérie, (2010).
- [11] Colour Index, The Society of Dyers and Colourists. Revised third edition, UK, 1975.
- [12] l'industrie textile, prévention de la pollution dans la région méditerranéenne, centre d'activités régionales pour la production propre (CAR/PP). Septembre (2002) 29-31.
- [13] <http://fr.wikipedia.org>
- [14] S. Boumaza, Evaluation rapide des protéines par turbidimétrie : Application à quelques effluents agro-alimentaires avant et après un traitement de clarification. *Thèse doctorat*, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie, (2014).
- [15] S.E. Manahan, Environmental chemistry, 6e Ed, U.S.A. : Lewis publisher, 1994.
- [16] N.J. Willmott, J.T. Guthrie, G. Nelson, the biotechnology approach to colour removal from textile effluent. *JSDC*, 1998, 114, 38-41.
- [17] U. Pagga, D. Brown, the degradation of dyestuffs part ii: behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere*, 15 (4) (1986) 479-491.
- [18] Journal Officiel de la République Algérienne N° 26 23, Décret exécutif n° 06-141 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels, du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril (2006).
- [19] R.K. Sani, U.C. Banerjee, Enzyme and microbial Tech. 24 (1999) 433-437.
- [20] U. Pagga, K. Taeger, Development of a method for adsorption of dyestuffs on activated sludge. *Wat. Res.*, 28(5) (1994) 1051-1057.
- [21] H.R. Hitz, W. Huber, R.H. Reed, The absorption of dyes on activated sludges. *J. Soc. Dyers and colorists*, 94 (2) (1978) 71-76.
- [22] E. Weber, N.L. Wolfe, Kinetic studies of reduction of aromatic azo compounds in anaerobic sediment/water systems. *Environ. Toxicol. Techn.* 6 (1987) 911-920.
- [23] C. M. Carliell, S. J. Barclay, N. Naidoo, C. A. Buckley, D. A. Mulholland and E. Senior, Microbial Decolorization of a Reactive Azodye under Anaerobic Conditions. *Water SA*, 21 (1) (1995) 61-69.

- [24] M.C. Venceslau, S. Tom, J.J. Simon, Characterisation of textile wastewaters - a review. *Environ. Technol.*, 15 (1994) 917-929.
- [25] C. Raghavacharya, Colour removal from industrial effluents – a comparative review of available technologies. *Chem. Eng. World*, 1979, 32, 53-54.
- [26] O. J. Hao, H. Kim, P.C. Chiang, Decolorization of wastewater. *Crit. Rev. Envir. Sci. Technol.*, 2000, 30, 4, 449-505.
- [27] J.S. Taylor, E.P. Jacobs, Water treatment membrane processes, New York, McGraw-Hill, 1996, pp. 9.1-9.70.
- [28] V. Calabro, G. Pantano, R. Kang, R. Molinari, E. Drioli, Experimental study on integrated membrane processes in the treatment of solutions simulating textile effluents. Energy and exergy analysis. *Desalination*, 78 (1990) 257-277.
- [29] B. Van Der Bruggen, L. Lejon, C. Vandecasteele, Reuse, treatment and discharge of the concentrate of pressure-driven membrane processes. *Environ. Sci. Technol.*, 37 (2003) 3733-3738.
- [30] C. Anselme, E.P. Jacobs, Water treatment membrane processes. New York, McGraw Hill Mallevalle, 1996, pp. 401-1087.
- [31] S. Aliouche, Etude de l'élimination de deux colorants (Cristal violet et Jaune d'alizarine) par des procédés photochimiques en milieu homogène (lumière artificielle et solaire) et en milieu hétérogène (TiO<sub>2</sub>/UV et ZnO/UV). Cas de la transformation photocatalytique du Jaune d'alizarine sur un support transformé : ZnO-Bi<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/UV. *Thèse de Doctorat*, Université des Frères Mentouri Constantine, Algérie, (2017).
- [32] S. Barclay, C. Buckley, Waste minimization guide for the textile industry. A step towards cleaner production, the pollution research group. University of Natal Durban, South Africa, for the south African, *Water Research Commission*, 1 (2000).
- [33] P.C. Vendevivere, R. Bianchi, W. Verstraete, Review: Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 72 (1998) 289-302.
- [34] E. Neyens, J. Baeyens, M. Weemaes, B. De Heyder, Pilot-scale peroxidation (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) of sewage sludge. *J. Hazard. Mat*, 98(2003), 91-106.
- [35] K. Hamada, M. Nishizawa, D. Yoshida, M. Mitsuishi, Degradation of an azo dye by sodium hypochlorite in aqueous surfactant solutions. *Dyes and Pigments*, 36 (1998) 313-322.
- [36] Santé Canada, Chloration de l'eau, votre santé et vous, mars (1999).
- [37] B. Ramesh Babou, A.K. Parrande, S. Raghu, T. Pern Kumar, Cotton Textile Processing: Waste Generation and Effluent Treatment. *The Journal of Cotton Science* 11:141-153 (2007).
- [38] F. Persin, M. Rumeau, le traitement électrochimique des eaux et des effluents. *Tribune de l'eau*, 42 (539) (1989) 45-56.
- [39] X. Chen, G. Chen, P.L. Yue, Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Sep. Purif. Technol.*, 19, 65-76 (2000).
- [40] C.J. Lin, S.L. Lo, C.Y. Kuo, C.H. Wu, pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminium electrodes for on-site domestic greywater reuse. *J. Environ. Eng.*, 131(3), (2005) 491-495.
- [41] M. Mollah, R. Schennach, J.R. Parga, D.L. Coke, Electrocoagulation (EC)- Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84 (2001) 29-41.
- [42] J.S. Do, M.L. Chen, Decolorization of dye-containing solution by electrocoagulation. *J. Appl. Electrochem.*, 24 (1994) 785-790.
- [43] M. Rumeau, Méthodes électrolytiques de traitement des effluents – première partie. Electrocoagulation, flottation, détoxification, chloration. *L'eau et l'industrie*, (1989) 47-51.
- [44] B. Merzouk, B. Gourich, A. Sekki, K. Madani, Ch. Vial, M. Barkaoui, Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 149 (2009) 207-214.
- [45] L. Sanchez-Calvo, J.P. Leclerc, G. Tanguy, M.C. Cames, G. Paternotte, G. Valentin, A. Rostan, F. Lapique, An electrocoagulation unit for the purification of soluble oil wastes of high COD. *Environmental Progress*, 22 (2003) 57-65.
- [46] P.K. Holt, G.W. Barton, M. Wark, C.A. Mitchell, A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 211 (2002) 233-248.

- [47] A. Savas Koparal, U.B Ogutvern, removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, B89 (2002) 83-94.
- [48] B. Merzouk, B. Gourich, A. Sekki, K. Madani, M. Chibane, Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique, a case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164 (2009) 215-222.
- [49] N. Meunier, P. Drogui, C. Gourvenec, G. Mercier, R. Hausler et J.F. Blais, Removal of metals in leachante from sewage sludge using electrochemical technology. *Environ. Technol.*, 25(2004) 235-245.
- [50] A. Amour, B. Merzouk, J.P. Leclerc, F. Lapique, Removal of reactive textile dye from aqueous solutions by electrocoagulation in a continuous cell. *Desal. Water Treat.*, 57 (2016) 22764–22773.
- [51] T.H. Kim, C. Park, E.B. Shin, S. Kim, Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination*, 150 (2002) 165-175.
- [52] I. Zongo, 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*, Université de Nancy, (2009).
- [53] B. Tremillon, Electrochimie Analytique et réactions en solution. Tome 2, Edition Masson. Paris (1993).
- [54] M. F. Pouet, traitement physico-chimiques associés à une microfiltration d'eau usée urbaine. *Thèse de doctorat*, Université de Montpellier (1994).
- [55] X. Chen, G. Chen, P.L. Yue, Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chem. Eng. Sci.*, 57 (2002) 2449–2455.
- [56] J. P. F. Koren, U. Syversen, state of the art electroflocculation. *Filtr. Sep.*, 32 (1995) 153- 156.
- [57] M. Tiaiba, B. Merzouk, A. Amour, M. Mazour, J.-P. Leclerc, F. Lapique, Influence of electrodes connection mode and type of current in electrocoagulation process on the removal of a textile dye. *Desalination and Water Treatment*, 73 (2017) 330-338.
- [58] R. Zidelkhir, Application de la photovoltaïque pour le traitement d'un effluent industriel par électrocoagulation. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila, (2016).
- [59] B. Merzouk, K. Madani, A. Sekki, Treatment characteristics of textile wastewater and removal of heavy metals using the electroflotation technique. *Desalination*, 228 (2008) 245-254.
- [60] T. Tiaiba, Traitement d'un effluent simulé de l'industrie de textile par un réacteur continu d'électrocoagulation. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila, (2015).
- [61] M. Bayramoglu, M. Kobya, O.T. Can, M. Sozbir, Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37 (2004) 117-125.
- [62] T. Picard, G. Cathalifaud-Feuillade, M. Mazet, C. Vandenstendam, Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Journal of Environmental Monitoring*, 2 (2000) 77–80.
- [63] M.S. Secula, I. Cretescu, S. Petrescu, Electrocoagulation treatment of sulfide wastewater in a batch reactor: Effect of electrode material on electrical operating costs. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11 (2012) 1485-1491.
- [64] F. Edeline, L'épuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie. *Cebedoc Editeur Lavoisier, Tec. et Doc.* (1996).
- [65] B. Merzouk, B. Gourich, A. Sekki, K. Madani, Ch. Vial, M. Barkaoui, Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 149 (2009) 207-214.
- [66] N. Daneshvar, A.R. Khataee, A.R. Amani Ghadim, M.H. Rasoulifard, Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). *Journal of Hazardous Materials*, 148 (2007) 566–572.
- [67] A. Amour, Etude de l'influence de la variabilité des rejets industriels liquides sur le traitement par électrocoagulation - électroflottation en réacteur continu. *Thèse de Doctorat en Sciences*, Université de Béjaia, (2020).
- [68] M. A. Sadik, A Review of Promising Electrocoagulation Technology for the Treatment of Wastewater. *Advances in Chemical Engineering and Science*, 9 (2019) 109-126.

- [69] M. Gareau, Rendement faradique de la dissolution électrolytique de l'aluminium et du béryllium. (1970).
- [70] F. Shen, X. Chen, P. Gao, G. Chen, Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater. *Chemical Engineering Science*, 58 (2003) 987-993.
- [71] S. Vasudevan, J. Lakshmi, G. Sozhan, Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 192(1) (2011) 26– 34.
- [72] E. Keshmirizadeh, S. Yousefi, M.-K. Rofouei, An investigation on the new operational parameter effective in Cr(VI) removal efficiency: A study on electrocoagulation by alternating pulse current. *J. Hazard. Mater.*, 190 (2011) 119–124.
- [73] B. Merzouk, K. Madani, A. Sekki, Using electrocoagulation-electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. *Desalination*, 250 (2) (2010) 573-577.
- [74] N. Gousmi, K. Bensadok, étude de l'applicabilité du procédé d'électrocoagulation pour le traitement de rejets pétroliers. *Third International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution ICEMAEP* 30-31, Constantine, Algeria, 2016.
- [75] A. Attour, N.B. Grich, M.M. Tlili, M.B. Amor, F. Lapique, J.-P. Leclerc, Intensification of phosphate removal using electrocoagulation treatment by continuous pH adjustment and optimal electrode connection mode. *Desalination and Water Treatment*, 57(28) (2016) 13255–13262.
- [76] S. Zodi, O. Potier, F. Lapique, J.-P. Leclerc, Treatment of the textile wastewaters by electrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge settling characteristics. *Separation and Purification Technology*, 69 (2009) 29-36.