

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

Université de Mohamed El-Bachir El-Ibrahimi - Bordj Bou Arreridj

Faculté des Sciences et de la technologie

Département des Sciences de la Matière



Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi - B.B.A -



Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi - B.B.A -

Mémoire Présenté en vue de l'Obtention du Diplôme de Master

FILIERE : Chimie

Spécialité : Chimie analytique

Intitulé :

*Elimination du plomb dans les effluents de l'unité
affinage de plomb de Sétif*

Présenté par :

BOUAFIA LAAREM

Soutenu le : 22/06/2024

Devant le jury :

Président :	Abderrazak Bouzid	Pr	Université de Bordj Bou Arréridj
Encadrant :	Mustapha Boubatra	MCB	Université de Bordj Bou Arréridj
Examineur 1 :	Tahar Mekhalif	MCA	Université de Bordj Bou Arréridj
Examinatrice 2 :	Hamida Tlidjane	MAB	Université de Bordj Bou Arréridj

Année Universitaire 2023/2024

REMERCIEMENTS

Je tiens, tout d'abord, à remercier dieu qui m'a donné la force et la patience, santé et la volonté pour réaliser ce modeste travail.

*Je remercie également mon encadreur **Dr. MUSTAPHA BOUBATRA**,*

Je le remercie d'avoir géré mon travail et par ses conseils avisés tant sur le traitement de mon sujet de mémoire avec beaucoup de patience, ainsi pour sa disponibilité tout au long de la recherche et pour la confiance qu'il m'a accordée.

Tous les mots de remerciement ne suffisent pas pour vous remercier.

*Je remercie, **Mr Ziyani Issam**, le chef de laboratoire pour tous les aides dans les réalisations des manipulations.*

Je remercie également les membres du jury pour avoir accepté de juger mon travail.

Enfin, Je tiens à remercier chaleureusement toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail. Leur participation a été précieuse et j'exprime ici ma profonde et immense gratitude envers eux.

Merci à tous

Dédicace

Je dédie ce modeste travail :

*À mes chers parents pour leur soutien, leur Patience, leur
Encouragement durant mon parcours scolaire. À tous ceux qui m'ont
appris une lettre.*

À ma chère sœur AKILA et son fils ILIN BASSMALA.

*À mes frères qui ont eu un grand impact sur de nombreux obstacles et
difficultés : OUSSAMA, FOUAD,*

SAMIR, LOTFI.

À Hassiba et Hanane son fils Rahef Mohamed Iyad Youcef Maram.

À tous les membres de ma grande famille.

À tous mes enseignants.

À tous mes collègues.

*Enfin, à tous les membres du cercle de ma vie, proches ou lointaines,
nouveaux ou anciens, à tous ceux qui ont semé l'espoir dans mon cœur
ou ajouté une touche spéciale à ma carrière.*

Merci, chacun en son nom.

B. Laarem

Sommaire

Sommaire

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction générale..... 1

Référence bibliographique

Partie théorique

Chapitre I: Revue bibliographique

I.1. Les eaux usées 3

I.2. Les eaux usées industrielles..... 3

I.2.1. Origines de la pollution des eaux industrielles..... 3

I.3. Les métaux lourds 3

I.4. Généralités sur le plomb 4

I.4.1. Propriétés physico-chimiques du plomb 5

I.5. Utilisation du plomb 5

I.6. Origine de la pollution par le plomb 6

I.7. Toxicité du plomb 7

I.8. Effets du plomb sur l'environnement 8

I.9. Le procédé de recyclage du plomb 8

I.9.1. Phase de broyage : 9

I.9.2. Phase de fusion/réduction : 9

I.9.3. Phase d'affinage/ lingotage: 10

I.9.4 Traitement des effluents industriels liquides..... 13

I.11. Règlementation Algérienne sur les eaux usées industrielles 16

I.12. Techniques d'élimination du plomb..... 17

I.12.1. Précipitation 17

I.12.2. Adsorption..... 17

I.12.3. Electrodéposition..... 17

I.12.4. Séparation par membranes 18

I.12.5. Échange d'ions..... 18

I.12.6. La technique de l'électrocoagulation 18

Référence bibliographie

Chapitre II: L'électrocoagulation

II.1. Introduction 19

II.2. Historique de l'électrocoagulation 19

Sommaire

II.3. Principes de base de l'électrocoagulation.....	20
II.4. Applications de l'électrocoagulation.....	23
II.5. Avantages et limites de l'électrocoagulation	24
II.5.1. Avantages.....	24
II.5.2. Limites	24
II.6. Technologies de l'électrocoagulation	25
II.7. Électrodes utilisées en électrocoagulation	26
II.8. Mécanismes d'électrocoagulation	27
II.8.1 Dissolution électrolytique	27
II.8.2. Electrocoagulation utilisant des électrodes en aluminium.....	28
II.9. Paramètres affectant l'électrocoagulation	32
Référence bibliographie	

Partie expérimentale

Chapitre III: Matériels et méthodes

Introduction	34
III.1. Caractérisation des effluents de unité de Sétif.....	34
III.2. Tests d'électrocoagulation	34
III.3. Matériel et produits utilisés	34
III.4. Réacteur d'électrocoagulation.....	35
III.5. Méthodes de caractérisation	38
III.5.1. Mesure de pH.....	38
III.5.2. Mesure de Conductivité électrique	38
III.5.3. Mesure de Turbidité.....	39
III.5.4. Spectromètre d'absorption atomique.....	39
III.5.4.1. Principe.....	40
III.5.4.2. Appareillage	42
III.5.4.3. Méthode de la droite d'étalonnage	45
Référence bibliographie	

Chapitre IV: Résultats et discussion

IV.1. Introduction.....	47
IV.2. Echantillonnage.....	47
IV.3. Analyses physico-chimiques des eaux usées prélevées.....	48
IV.3.1. Préparation des solutions étalons	48
IV.3.1.1. Préparation de la solution mère.....	48

Sommaire

IV.3.1.2. Préparation des solutions filles.....	48
IV.4. Droite d'étalonnage du plomb (Pb).....	48
IV.5. Résultats des analyses physico-chimiques	49
IV.6. Tests d'électrocoagulation	50
IV.7. Etude de l'effet de quelques paramètres sur l'élimination du plomb	52
IV.7.1. Effet du pH sur le processus d'élimination du plomb	52
IV.7.2. Effet de la densité de courant sur le processus d'élimination du plomb	54
IV.7.3. Effet de la conductivité électrique sur le processus d'élimination du plomb.....	58
IV.7.4. Effet de la distance entre les électrodes sur le processus d'élimination du plomb	62
IV.7.5 Effet de la nature du matériau d'électrode sur l'élimination du plomb.....	66
Référence bibliographie	
Conclusion générale et perspectives	72
Résumé	

Liste des figures

Chapitre I:

<i>Figure I.1:</i> Cristaux de plomb	5
<i>Figure I.2:</i> Batteries usagées destinées au recyclage.....	7
<i>Figure I.3:</i> Schéma phase de broyage au niveau de l'unité de recyclage.....	9
<i>Figure I.4:</i> Schéma du principe de fonctionnement de l'atelier de fusion.	10
<i>Figure I.5:</i> Schéma du procédé d'affinage	10
<i>Figure I.6:</i> Four rotatif en phase de coulée.	11
<i>Figure I.7:</i> Cuve d'affinage semi-sphérique munis d'agitateur à hélice.	12
<i>Figure I.8:</i> La crasse obtenue lors du décrassage.	12
<i>Figure I.9:</i> Lingots de plomb déposés en fardeaux.	13
<i>Figure I.10:</i> Effluents liquides issus du procédé de broyage	14
<i>Figure I.11:</i> Station de traitement des effluents liquides de l'unité.	14
<i>Figure I.12:</i> Bassin de décantation(A), Ajout d'un floculant(B), Neutralisation à la chaux(C).	15

Chapitre II:

<i>Figure II.1:</i> Principe de la technique d'électrocoagulation : Cas de l'aluminium.	21
<i>Figure II.2:</i> Diagramme de Venn des principaux processus formant le procédé d'électrocoagulation	22
<i>Figure II.3:</i> Les différents modes de fonctionnement envisageables pour une cellule d'électrocoagulation et les circuits électriques associés.....	25
<i>Figure II.4:</i> Diagrammes de prédominance des différents hydroxydes d'aluminium (sans tenir compte des formes polymères de ces hydroxydes), (a) et (b).	30
<i>Figure II.5:</i> Diagramme de Pourbaix de l'aluminium.....	31
<i>Figure II.6:</i> Diagramme de prédominance des différents hydroxydes de fer trivalents.....	31
<i>Figure II.7:</i> Diagramme de Pourbaix du fer.....	32

Chapitre III:

<i>Figure III.1:</i> Dispositif expérimental utilisé	36
<i>Figure III.2:</i> Schéma du dispositif expérimental.	36
<i>Figure III.3:</i> Electrodes en aluminium.....	37
<i>Figure III.4:</i> Electrode en fer	37
<i>Figure III.5:</i> pH mètre avec statif.	38
<i>Figure III.6:</i> Conductimètre.	38
<i>Figure III.7:</i> Turbidimètre.....	39
<i>Figure III.8:</i> Spectromètre à Absorption atomique, Shimadzu AA 6200.	40
<i>Figure III.9:</i> Transitions des électrons associées à l'absorption optique.	41
<i>Figure III.10:</i> Schéma d'un spectromètre d'absorption atomique	42
<i>Figure III.11:</i> Schéma d'une lampe à cathode creuse.....	42
<i>Figure III.12:</i> Principe du nébuliseur avec le bruleur.	44
<i>Figure III.13:</i> Four à graphite.	44
<i>Figure III.14:</i> Schéma de principe du monochromateur.	45

Chapitre IV:

<i>Figure IV.1:</i> Echantillon d'eau usée.....	47
<i>Figure IV.2:</i> Droite d'étalonnage du plomb	49
<i>Figure IV.3:</i> Résultats préliminaires des analyses physico-chimiques des effluents industriels.	50

Liste des figures

Figure IV.4: Système d'électrocoagulation utilisé.	51
Figure IV.5: Résultats de l'essai préliminaire après une heure d'électrocoagulation	51
Figure IV.6: Aspect des échantillons après électrocoagulation.	52
Figure IV.7: Variation de la teneur en plomb total en fonction du temps à différents pH.....	53
Figure IV.8: Aspects des solutions traitées après filtration.....	54
Figure IV.9: Variation de la teneur en plomb total en fonction du temps à différentes densités de courant d'électrocoagulation.	56
Figure IV.10: Aspects des solutions traitées après filtration.....	56
Figure IV.11: Variation de la turbidité en fonction du temps à différentes densités du courant d'électrocoagulation.	57
Figure IV.12: Variation du pH en fonction du temps à différentes densités du courant d'électrocoagulation.	58
Figure IV.13: Aspects des différentes solutions traitées à différentes densités de courant après filtration.....	58
Figure IV.14: Effet de l'électrolyte support sur l'élimination du plomb total en fonction du temps.	60
Figure IV.15: Effet de l'électrolyte support sur la turbidité des solutions en fonction du temps.	60
Figure IV.16: Effet de l'électrolyte support sur le pH des solutions en fonction du temps. ...	61
Figure IV.17: Aspect des solutions après filtration.....	61
Figure IV.18: Système utilisé pour faire varier la distance entre les électrodes.	63
Figure IV.19: Evolution de la teneur en Pb total en fonction du temps d'électrocoagulation à différentes distances inter électrodes.....	63
Figure IV.20: Evolution de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation à différentes distances inter électrodes.....	65
Figure IV.21: Evolution de la conductivité électrique en fonction du temps d'électrocoagulation à différentes distances inter électrodes.	65
Figure IV.22: Aspect des différentes solutions en fonction du temps après filtration	66
Figure IV.23: Evolution de la teneur en plomb total en fonction du temps pour les deux électrodes (Aluminium et fer).	67
Figure IV.24: Evolution de la masse d'électrode dissoute en fonction du temps.	68

Liste des tableaux

Chapitre I :

Tableau I.1: Classification périodique des éléments.....	4
Tableau I.2: Principales propriétés physico-chimiques du plomb.....	5
Tableau I.3: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industrielles.....	16

Chapitre II:

Tableau II.1: Applications du procédé d'électrocoagulation.....	23
Tableau II.2: Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions.....	26
Tableau II.3: Matériaux des électrodes utilisées en électrocoagulation.....	27

Chapitre IV :

Tableau IV.1: Les solution filles prépare.....	48
---	----

Liste des abréviations

A : Ampère

COT : Carbone organique total.

Cm : Centimètre.

C° : Degrés Celsius.

DBO : Demande biochimique en oxygène.

DCO : Demande chimique en oxygène.

EC : électrocoagulation.

Fe²⁺ : Fer ferreux.

Fe³⁺ : Fer ferrique.

MES : Matières en suspensions.

Mg : milligramme.

OMS : Organisation mondiale de la santé.

Kg : Kilogramme

ppb : Partie par billion.

ppt : Partie par trillion.

Pb : plomb.

pH : Potentiel hydrogène.

S : Siemens

SAA : Spectrométrie d'absorption atomique.

SEF : Spectromètre d'émission de flamme.

TDS : Taux de solides dissous.

TAC : Titre alcalimétrique complet.



Introduction générale

Introduction générale

De nos jours, la croissance démographique associée au développement technologique a montré une grande importance dans plusieurs secteurs industriels, où l'environnement est directement lié et a gagné en prestige dans le monde moderne. La dégradation de l'environnement provoquée par ces facteurs a amené les êtres humains à considérer la nature comme quelque chose qui, bien que vaste, peut être dégradé et devenir impropre à de nombreuses formes de vie.

Compte tenu de ce scénario, nous pouvons désigner l'industrialisation comme le principal facteur responsable de l'augmentation des niveaux de divers polluants. Parmi eux, nous pouvons souligner les secteurs des pesticides, du pétrole, des produits pharmaceutiques, entre autres. Ces types d'effluents rejetés directement dans l'environnement sont composés de plusieurs substances toxiques très nocives pour l'homme, qui peuvent provoquer des maladies graves et contaminer divers types de milieux comme la vie aquatique, provoquant la mort d'êtres vivants dans la région touchée.

Parmi les polluants présents dans les effluents industriels, les métaux lourds, également appelés métaux toxiques, étaient auparavant connus comme tels car plus denses que les autres. Un autre critère qui les définit est le fait qu'ils sont bioaccumulatifs, c'est-à-dire qu'ils s'accumulent dans la chaîne alimentaire (plantes et animaux) et, par conséquent, chez l'homme. Le plomb, le mercure, le cadmium, le chrome, le cuivre et l'arsenic sont des exemples des substances les plus toxiques et cancérigènes pouvant exister dans les effluents. Les métaux ne sont pas facilement éliminés du corps humain, provoquant des maladies ou des empoisonnements aux métaux. [1]

En Algérie, le produit eau est de plus en plus rare et il est de moins en moins renouvelable. Actuellement, les besoins de la population, ceux de l'agriculture et de l'industrie se disputent une disponibilité limitée. [2]

Le problème de la pollution des eaux de surface demeure pertinent car de nombreuses activités industrielles continuent de produire divers polluants, tels que les effluents industriels et les polluants provenant de l'utilisation intensive de fertilisants, de pesticides, de produits sanitaires, agricoles et pharmaceutiques. Ce sont donc les principales sources de pollution des eaux superficielles.[3]

La pollution par les métaux lourds est devenue l'un des problèmes environnementaux les plus graves. [4]

En effet, les métaux lourds sont des substances extrêmement nocives. Ils peuvent s'accumuler dans certains organes du corps et se concentrer tout au long de la chaîne alimentaire. Il est crucial d'éliminer complètement les ions de métaux lourds des effluents industriels ou de réduire

Introduction générale

leur concentration en dessous des normes. Le plomb est l'un des métaux lourds les plus importants car il a un impact sur la santé humaine et sur l'environnement. [3]

Le but du traitement des effluents est de réduire leur charge polluante à un niveau considéré comme approprié pour le milieu récepteur. En effet, les procédés utilisés dans les installations conventionnelles sont généralement coûteux et consistent en des méthodes mécaniques, biologiques ou physico-chimiques, telles que l'adsorption, la précipitation, l'électrolyse, l'échange d'ions, la coagulation ou les procédés d'oxydation.[5]

Dans cette concordance, l'objectif global de notre travail sera consacré à une étude bibliographique sur la pollution des eaux usées industrielles par les métaux lourds en particulier le plomb. Au cours de cette étude, on donnera un aperçu sur les procédés d'élimination du plomb, et en particulier le procédé d'électrocoagulation, ainsi que les travaux qui ont été réalisés dans ce domaine. L'étude expérimentale implique l'utilisation de la technique de l'électrocoagulation pour réduire la teneur en plomb dans les rejets de l'unité de recyclage des batteries au plomb située à Sétif.

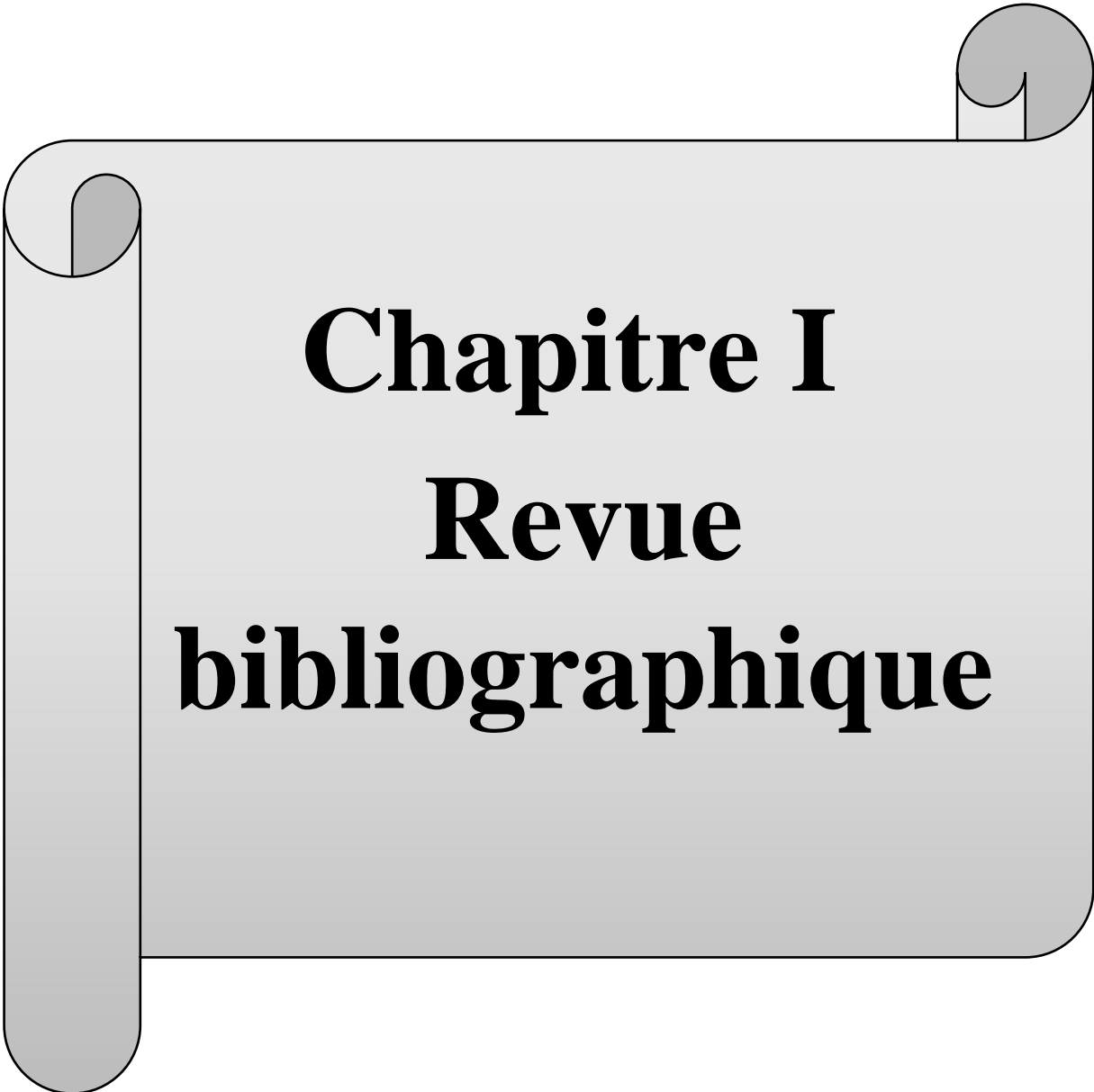
Ce travail comporte donc deux grandes parties :

- La première partie concerne la revue bibliographique incluant deux chapitres :
 - Le premier chapitre est focalisé sur la pollution des eaux usées industrielle ainsi que les procédés classiques d'élimination du plomb dans les effluents industriels.
 - Le deuxième chapitre porte le procédé d'électrocoagulation.
- La deuxième partie est divisée en 2 chapitres :
 - Un chapitre dédié aux matériel et méthodes.
 - Un autre chapitre qui regroupe les résultats et discussion.

On clôture ce document par une conclusion générale avec des perspectives futures suggérées pour la continuité de ce travail.

Références bibliographiques

- [1] T.Huynh, "Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique, thèse de doctorat, université de Paris-Est, 2009.
- [2] H.Djeddi, "Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines.," Mémoire, p. 144, 2007.
- [3] D. Amimeur, "Contribution à l'étude de l'élimination du plomb par coagulation floculation et par adsorption sur charbon actif . Effet de la minéralisation et des paramètres réactionnels," 2018.
- [4] M.De Jury, "Evaluation de la capacité de Pseudomonas et Bacillus megaterium à accumuler certains métaux lourds," 2015.
- [5] M.Bettayeb, "Plomb et santé humaine," Université . Mohamed Khider – Biskra, 2014.



Chapitre I
Revue
bibliographique

I.1. Les eaux usées

Les eaux usées sont des eaux polluantes, solubles ou non, provenant principalement de l'activité humaine. Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau utilisée à des fins domestiques ou industrielles. Ainsi, les eaux résiduaires sont désignées comme ayant perdu leur pureté naturelle en raison des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles). [1]

I.2. Les eaux usées industrielles

Les eaux usées industrielles sont très différentes des eaux usées domestiques. Les caractéristiques sont différentes d'une industrie à l'autre. Elles peuvent aussi contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques ou des hydrocarbures. [2]

I.2.1. Origines de la pollution des eaux industrielles

La pollution industrielle est principalement des eaux liées à l'activité industrielle. En général, ils se composent de : [3]

- Eaux des circuits de refroidissement,
- Eaux de fabrication,
- Eaux de lavage des sols et des machines,
- Rejets des services généraux.

✚ Selon leur origine industrielle elles peuvent également contenir :

- Des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage) ;
- Des hydrocarbures (raffineries) ;
- Des métaux (traitements de surface, métallurgie) ;
- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques divers, tanneries) ;
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques) ;
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

I.3. Les métaux lourds

Les métaux lourds sont des matériaux extraits des minerais, caractérisés par leur éclat particulier, leur bonne conductivité thermique et électrique, ainsi que par leur dureté et leur

ductilité. Ils se distinguent par une densité élevée, supérieure à 5 kg/L. Les éléments traces métalliques (ETM) sont des éléments présents dans la croûte terrestre en concentrations inférieures à 0,1%, et à moins de 0,01% dans les organismes vivants. Les métaux lourds dont les concentrations excèdent les normes établies par l'OMS, tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le zinc (Zn), deviennent dangereux. [4]

Tableau I.1: Classification périodique des éléments.

TABLEAU PÉRIODIQUE DES ÉLÉMENTS

métal
 non-métaux
 métalloïde
 métaux lourds dans cet article

1 H <small>Hydrogène</small>																	2 He <small>Hélium</small>																												
3 Li <small>Lithium</small>	4 Be <small>Béryllium</small>											5 B <small>Bore</small>	6 C <small>Carbone</small>	7 N <small>Azote</small>	8 O <small>Oxygène</small>	9 F <small>Fluor</small>	10 Ne <small>Néon</small>																												
11 Na <small>Sodium</small>	12 Mg <small>Magnésium</small>											13 Al <small>Aluminium</small>	14 Si <small>Silicium</small>	15 P <small>Phosphore</small>	16 S <small>Soufre</small>	17 Cl <small>Chlore</small>	18 Ar <small>Argon</small>																												
19 K <small>Potassium</small>	20 Ca <small>Calcium</small>	21 Sc <small>Scandium</small>	22 Ti <small>Titane</small>	23 V <small>Vanadium</small>	24 Cr <small>Chrome</small>	25 Mn <small>Manganèse</small>	26 Fe <small>Fer</small>	27 Co <small>Cobalt</small>	28 Ni <small>Nickel</small>	29 Cu <small>Cuivre</small>	30 Zn <small>Zinc</small>	31 Ga <small>Gallium</small>	32 Ge <small>Germanium</small>	33 As <small>Arsenic</small>	34 Se <small>Sélénium</small>	35 Br <small>Brome</small>	36 Kr <small>Krypton</small>																												
37 Rb <small>Rubidium</small>	38 Sr <small>Strontium</small>	39 Y <small>Yttrium</small>	40 Zr <small>Zirconium</small>	41 Nb <small>Niobium</small>	42 Mo <small>Molibdène</small>	43 Tc <small>Technétium</small>	44 Ru <small>Ruthénium</small>	45 Rh <small>Rhodium</small>	46 Pd <small>Palladium</small>	47 Ag <small>Argent</small>	48 Cd <small>Cadmium</small>	49 In <small>Indium</small>	50 Sn <small>Étain</small>	51 Sb <small>Antimoine</small>	52 Te <small>Tellure</small>	53 I <small>Iode</small>	54 Xe <small>Xénon</small>																												
55 Cs <small>Césium</small>	56 Ba <small>Baryum</small>	57 La <small>Lanthane</small>	72 Hf <small>Hafnium</small>	73 Ta <small>Tantale</small>	74 W <small>Tungstène</small>	75 Re <small>Rhénium</small>	76 Os <small>Osmium</small>	77 Ir <small>Iridium</small>	78 Pt <small>Platine</small>	79 Au <small>Or</small>	80 Hg <small>Mercure</small>	81 Tl <small>Thallium</small>	82 Pb <small>Plomb</small>	83 Bi <small>Bismuth</small>	84 Po <small>Polonium</small>	85 At <small>Astato</small>	86 Rn <small>Radon</small>																												
87 Fr <small>Francium</small>	88 Ra <small>Radium</small>	89 Ac <small>Actinium</small>	104 Rf <small>Rutherfordium</small>	105 Db <small>Dubnium</small>	106 Sg <small>Seaborgium</small>	107 Bh <small>Berkelium</small>	108 Hs <small>Hassium</small>	109 Mt <small>Mendelevium</small>	110 Ds <small>Darmstadtium</small>	111 Rg <small>Roentgenium</small>	112 Cn <small>Copernicium</small>	113 Nh <small>Nihonium</small>	114 Fl <small>Flerovium</small>	115 Mc <small>Moscovium</small>	116 Lv <small>Livermorium</small>	117 Ts <small>Tennessé</small>	118 Og <small>Oganeson</small>																												
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse; text-align: center;"> <tr> <td>58 Ce <small>Cérium</small></td> <td>59 Pr <small>Praseodyme</small></td> <td>60 Nd <small>Néodyme</small></td> <td>61 Pm <small>Prométhium</small></td> <td>62 Sm <small>Samarium</small></td> <td>63 Eu <small>Eurélium</small></td> <td>64 Gd <small>Gadolinium</small></td> <td>65 Tb <small>Terbium</small></td> <td>66 Dy <small>Dysprosium</small></td> <td>67 Ho <small>Holmium</small></td> <td>68 Er <small>Erbium</small></td> <td>69 Tm <small>Thulium</small></td> <td>70 Yb <small>Ytterbium</small></td> <td>71 Lu <small>Lutécium</small></td> </tr> <tr> <td>90 Th <small>Thorium</small></td> <td>91 Pa <small>Protactinium</small></td> <td>92 U <small>Uranium</small></td> <td>93 Np <small>Neptunium</small></td> <td>94 Pu <small>Plutonium</small></td> <td>95 Am <small>Ameéricium</small></td> <td>96 Cm <small>Curium</small></td> <td>97 Bk <small>Berkélium</small></td> <td>98 Cf <small>Californium</small></td> <td>99 Es <small>Einsteinium</small></td> <td>100 Fm <small>Fermium</small></td> <td>101 Md <small>Mendelevium</small></td> <td>102 No <small>Nobelium</small></td> <td>103 Lr <small>Lorenécium</small></td> </tr> </table>																		58 Ce <small>Cérium</small>	59 Pr <small>Praseodyme</small>	60 Nd <small>Néodyme</small>	61 Pm <small>Prométhium</small>	62 Sm <small>Samarium</small>	63 Eu <small>Eurélium</small>	64 Gd <small>Gadolinium</small>	65 Tb <small>Terbium</small>	66 Dy <small>Dysprosium</small>	67 Ho <small>Holmium</small>	68 Er <small>Erbium</small>	69 Tm <small>Thulium</small>	70 Yb <small>Ytterbium</small>	71 Lu <small>Lutécium</small>	90 Th <small>Thorium</small>	91 Pa <small>Protactinium</small>	92 U <small>Uranium</small>	93 Np <small>Neptunium</small>	94 Pu <small>Plutonium</small>	95 Am <small>Ameéricium</small>	96 Cm <small>Curium</small>	97 Bk <small>Berkélium</small>	98 Cf <small>Californium</small>	99 Es <small>Einsteinium</small>	100 Fm <small>Fermium</small>	101 Md <small>Mendelevium</small>	102 No <small>Nobelium</small>	103 Lr <small>Lorenécium</small>
58 Ce <small>Cérium</small>	59 Pr <small>Praseodyme</small>	60 Nd <small>Néodyme</small>	61 Pm <small>Prométhium</small>	62 Sm <small>Samarium</small>	63 Eu <small>Eurélium</small>	64 Gd <small>Gadolinium</small>	65 Tb <small>Terbium</small>	66 Dy <small>Dysprosium</small>	67 Ho <small>Holmium</small>	68 Er <small>Erbium</small>	69 Tm <small>Thulium</small>	70 Yb <small>Ytterbium</small>	71 Lu <small>Lutécium</small>																																
90 Th <small>Thorium</small>	91 Pa <small>Protactinium</small>	92 U <small>Uranium</small>	93 Np <small>Neptunium</small>	94 Pu <small>Plutonium</small>	95 Am <small>Ameéricium</small>	96 Cm <small>Curium</small>	97 Bk <small>Berkélium</small>	98 Cf <small>Californium</small>	99 Es <small>Einsteinium</small>	100 Fm <small>Fermium</small>	101 Md <small>Mendelevium</small>	102 No <small>Nobelium</small>	103 Lr <small>Lorenécium</small>																																

I.4. Généralités sur le plomb

Depuis des millénaires, l'homme utilise le plomb comme métal. La révolution industrielle a entraîné une augmentation spectaculaire de la production et de l'utilisation du plomb, ce qui a conduit à une libération massive de ce métal indestructible et à son accumulation dans l'environnement.

Le plomb est un métal gris bleuâtre présent dans la nature. C'est un métal très stable et résistant à la corrosion. Utilisé depuis plus de 2000 ans en raison de ces nombreuses propriétés, notamment sa malléabilité. Plomb est un élément chimique métallique de symbole Pb et de numéro atomique 82, rarement trouvé à l'état naturel.

Il existe trois types de plomb : métallique, inorganique et organique. Le plomb métallique ne peut pas être dissous dans l'eau. Il a longtemps été utilisé dans la fabrication de conduites d'eau car il est très flexible et résistant à la corrosion. Cela s'applique également aux alliages utilisés

pour la soudure des tuyaux. Lorsqu'il s'associe à certains composés pour former des sels de plomb, le plomb prend une forme inorganique. [5]



Figure I.1: Cristaux de plomb.

I.4.1. Propriétés physico-chimiques du plomb

Les principales données concernant les propriétés physico-chimiques du plomb. [6]

Tableau I.1: principales propriétés physico-chimiques du plomb.

Paramètres	Valeurs
Symbole	Pb
Numéro atomique	82
Masse atomique	207.2 g.mol ⁻¹
Point de fusion	327 C°
Point d'ébullition	1740 C°
Densité	11.35 kg. L ⁻¹
Configuration électronique	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Valence	0, +II, +IV

I.5. Utilisation du plomb

Le plomb est utilisé dans de nombreux domaines : [7]

- **Production d'essence au plomb** : Le principal composant des agents antidétonants ajoutés à l'essence était le tétra éthyle de plomb ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$).
- **Batteries** : La fabrication des batteries au plomb nécessite une grande quantité de plomb ; environ 8,6 kg de plomb sont inclus dans une batterie.
- **Canalisations de l'eau potable** : en raison de sa grande résistance à la corrosion, le plomb a toujours été utilisé pour fabriquer des canalisations d'eau potable.
- **Peintures, pigments** : Pendant près de 2000 ans, la cérusite ou le blanc de plomb ont été utilisés pour les peintures. Depuis 2002, il n'est plus utilisé.
- **Protection contre les radiations** : Le plomb est utilisé pour protéger contre les radiations gamma en raison de sa grande densité.
- **Verre et cristal** : Le plomb est utilisé pour améliorer la transparence et réduire la température de fusion.

I.6. Origine de la pollution par le plomb

Le plomb dans l'environnement provient des sources naturelles et humaines. Le sol, l'eau et l'air contiennent du métal. Le plomb est naturellement présent dans la croûte terrestre à une moyenne de 0,002 %. 10 à 30 mg seraient présents dans les sols non contaminés. Le plomb se retrouve dans l'environnement sous forme de galène (sulfure de Pb), de cérusite (carbonate de Pb) et d'anglésite (sulfate de Pb) dans l'état naturel. La cérusite et l'anglésite apparaissent lors de l'oxydation de la galène.

La majorité du plomb dans l'air ambiant provient de la combustion de l'essence plombée ; en milieu urbain, environ 90% du plomb est émis dans l'atmosphère par le gaz d'échappement. Cependant, depuis l'arrêt des essences plombées, la pollution de l'air par le plomb a considérablement diminué. À ce jour, les rejets anthropiques sont les principales sources de contamination en Pb. Ils proviennent principalement des industries qui extraient et purifient le plomb naturel, recyclent les composants contenant du plomb, comme les batteries, et dont les retombées atmosphériques contaminent les sols (figure I.2). Les déchets industriels et la détérioration des peintures extérieures à base de Pb ajoutent à cela. Les eaux sont contaminées par les rejets des industries sidérurgiques et les canalisations de distribution d'eau anciennes contenant du Pb. [8]



Figure I.1: Batteries usagées destinées au recyclage.

I.7. Toxicité du plomb

Le plomb est classé parmi les quatre métaux les plus dangereux pour la santé. Il peut pénétrer dans le corps humain de différentes manières, mais la façon la plus importante est lors de l'ingestion de nourriture.

Le plomb peut être présent dans divers aliments, y compris les fruits, les végétaux, la viande, les graines, les produits de la mer, les boissons sans alcool et le vin. Une exposition à de fortes doses de plomb pendant une courte période peut causer des vomissements, de la diarrhée, des convulsions, le coma ou même la mort. Cependant, même des quantités minimes de plomb peuvent être dangereuses pour les nourrissons, les jeunes enfants et les femmes enceintes.

Les symptômes d'une exposition prolongée à des quantités plus faibles de plomb sont graves, bien qu'ils soient moins apparents. Les déficiences intellectuelles peuvent être causées par l'anémie et les lésions du système nerveux. La perte d'appétit, les douleurs abdominales, la constipation, la fatigue, l'insomnie, l'irritabilité, et les maux de tête font partie des autres symptômes. [9]

I.8. Effets du plomb sur l'environnement

Le plomb est naturellement présent dans l'environnement. Cependant, la majorité des niveaux de plomb présents dans l'environnement sont dus aux activités humaines. Un cycle de plomb non naturel a été créé en utilisant ce dernier dans l'essence.

Les sels de plomb (chlorures, bromures, oxydes) sont produits lorsque le plomb est brûlé dans les moteurs des voitures. Ces sels de plomb sont introduits dans l'environnement par les fumées d'échappement des voitures. Les particules plus petites parcourent de longues distances dans l'air et restent dans l'atmosphère, tandis que les particules les plus grandes retombent au sol immédiatement et polluent les sols ou les eaux de surface.

Non seulement l'essence au plomb augmente les concentrations dans l'environnement, mais d'autres activités telles que la combustion de combustibles, des procédés industriels et la combustion des déchets solides y contribuent également.

Lorsque les tuyaux sont corrodés, le plomb peut pénétrer dans l'eau potable. Lorsque l'eau est légèrement acide, ce phénomène est plus susceptible de se produire. C'est la raison principale pour laquelle les tuyauteries destinées au transport d'eau potable ont été remplacées par des tuyauteries en PVC ou/et en béton afin de protéger les personnes et l'environnement.

Le plomb ne peut être détruit qu'en changeant de forme. Il s'accumule dans les organismes aquatiques et solaires.

Même si les concentrations de plomb sont très faibles, les crustacés ressentent ces effets. Les fonctions des phytoplanctons peuvent également être affectées. Le plomb perturbe les fonctions du sol, en particulier près des autoroutes et des terres agricoles. [9]

I.9. Le procédé de recyclage du plomb

Le but principal de l'unité de recyclage est la récupération des batteries usagées pour produire du plomb de seconde fusion.

Les produits finaux de recyclage sont des lingots de plomb avec différentes compositions selon les besoins des clients. Le procédé de recyclage des batteries au plomb est rendu complexe par la présence des matériaux très différents (plomb métallique, pâte de plomb, solution d'acide sulfurique, polypropylène). Le recyclage au sein de l'unité s'effectue dans une section qui contient plusieurs machines, et qui seront bien décrites dans la partie suivante. Afin d'y parvenir, les batteries usagées passent par trois grandes étapes principales :

I.9.1. Phase de broyage :

Cette première phase consiste à séparer les constituants principaux des batteries (plastique, plomb et acide). Les plastiques (principalement le polypropylène PP) sont envoyés à d'autres usines de recyclage de ce type de matériau. La pâte (oxydes-sulfates de plomb) et les grilles (métalliques) de plomb passent à la phase suivante de traitement (fusion), quant à la solution acide des batteries, elle est neutralisée à l'aide de chaux éteinte. Les étapes du broyage sont résumées dans la Figure (II.3). [10,11]

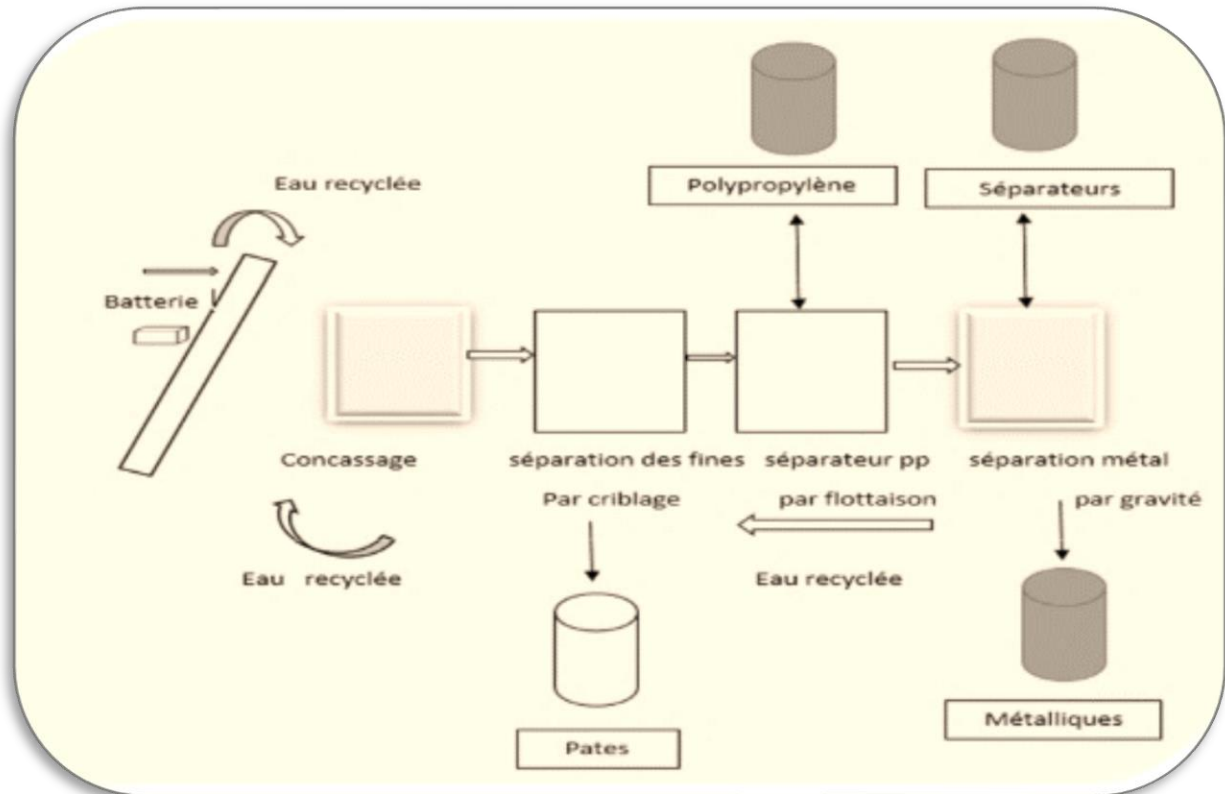


Figure I.3: Schéma phase de broyage au niveau de l'unité de recyclage.

I.9.2. Phase de fusion/réduction :

La deuxième phase du procédé de recyclage du plomb consiste à traiter le plomb métallique et les oxydes-sulfates, ainsi que les produits provenant des unités accumulateurs (plaque, pâte d'empattage et crasses de plomb) et les produits provenant du démontage des batteries industrielles (plaques et bornes de connections). Les déchets plumbeux sont introduits dans un four rotatif de fusion/réduction (Figure I.4). Ce four a une capacité de 3m³, environ 12 tonnes par charge. Sa température de fonctionnement est comprise entre 800 et 900°C. Le métal coulé du four après des cycles de 3 à 5 h, appelé plomb d'œuvre. Les produits finis du procédé de

fusion/réduction sont le plomb d'œuvre brut et la scorie (résidus non revalorisables). Ce dernier est expédié en décharge industrielle spécifique. [10,12]

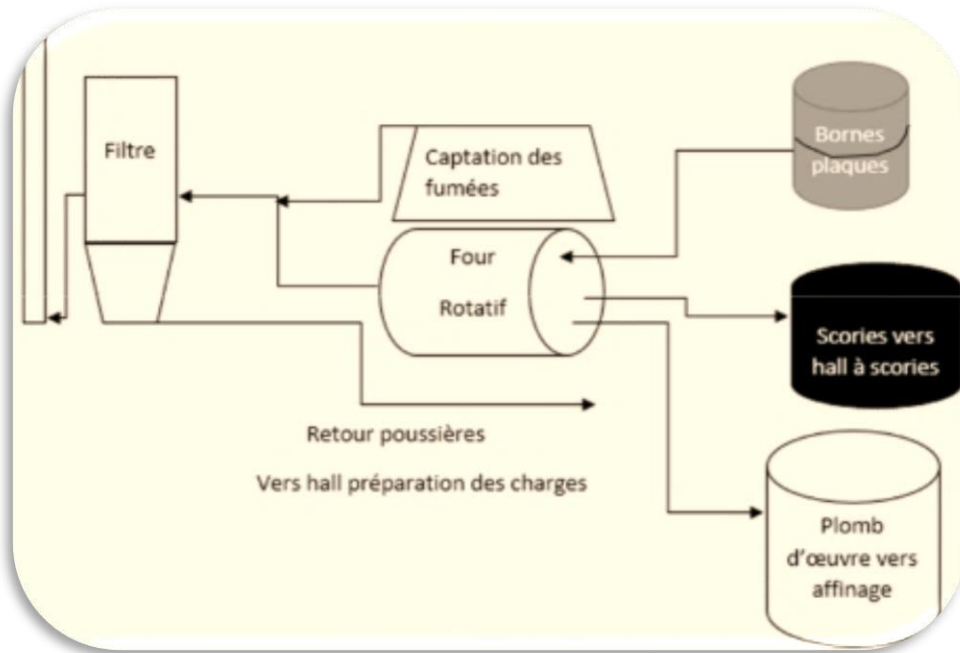


Figure I.4: Schéma du principe de fonctionnement de l'atelier de fusion.

I.9.3. Phase d'affinage/ lingotage:

Dans cet atelier, le plomb d'œuvre brut transféré du four de fusion/réduction va être transformé en plomb affiné répondant aux spécifications strictes des clients (figure I.5). [10]

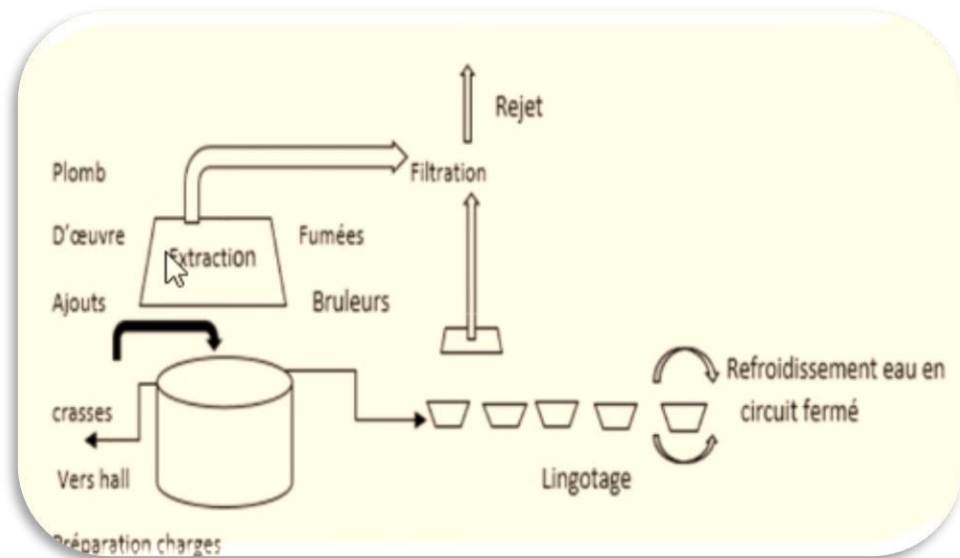


Figure I.5: Schéma du procédé d'affinage

Tout le processus d'affinage est réalisé sous le contrôle du laboratoire.

I.9.3.1. Phase de coulée :

Cette phase se réalise par basculement du four dans les poches de coulée. Une observation visuelle permet une première analyse (Figure I.6). Le plomb et les scories sont coulés ensemble.

[10]



Figure I.6: Four rotatif en phase de coulée.

I.9.3.2. Phase de séparation des scories :

Une coulée de fusion contient du plomb et des scories. On place la coulée dans un réchauffeur pour maintenir le plomb à la température de coulée. Ensuite, on procède au refroidissement des scories pour qu'elles se solidifient. Elles refroidissent très rapidement au contact de l'air et de la paroi de la poche de refroidissement, il est nécessaire qu'elles soient assez refroidies pour obtenir une résistance mécanique suffisante pour assurer leurs démoulages.

I.9.3.3. Affinage du plomb :

Le plomb d'œuvre sorti du four de fusion/réduction est un produit semi-fini qui doit être affiné pour obtenir les caractéristiques techniques, mécaniques et chimiques homogènes définies par les clients. Le but des opérations d'affinage est d'obtenir un plomb doux à 99,99%, par une extraction sélective des impuretés. L'affinage s'effectue sur du métal liquide à des températures données, dans des cuves semi-sphériques munies d'agitateur à hélice, permettant de véhiculer les réactifs et les rajouts (Figure I.7). Deux cuves de capacité unitaire de 25 tonnes et une cuve de capacité 50 tonnes destinée à l'affinage de métal d'œuvre (plomb). [13]



Figure I.7: Cuve d'affinage semi-sphérique munis d'agitateur à hélice.

La phase d'affinage et de lingotage d'un plomb s'opère en deux étapes essentielles :

I.9.3.3.1. Décrassage :

C'est la première opération d'affinage du plomb d'œuvre, afin d'extraire le cuivre par un écumage (Figure I.8). Pour ce faire, le protocole suivant est adopté : introduire progressivement 05 à 06 pelles de stériles de batteries.



Figure I.8: La crasse obtenue lors du décrassage.

I.9.3.3.2. Nettoyage :

C'est l'étape nécessaire avant toute opération de rajout afin d'éliminer les éléments indésirables (fer, zinc, sodium, manganés) ... etc.

Si la granulation ne s'opère pas, ajouter de la chaux ; -Effectuer 02 à 03 nettoyages. Au terme de cette étape, le responsable qualité prélève un échantillon de plomb de la cuve et effectue une analyse complète à l'aide de l'appareil d'absorption atomique. En fonction des résultats de cette analyse et du type de produit fini demandé, les agents d'affinage passent à l'étape de rajouts appropriée.

Les lingots de plomb produits sont par un code spécifique au type d'alliage. Puis ces fardeaux sont stockés avant d'être transportés pour être réutilisés dans les unités de fabrication des batteries ou vendus à des clients. (Figure I.9). [13]



Figure I.9: Lingots de plomb déposés en fardeaux.

I.9.4 Traitement des effluents industriels liquides

Les effluents issus du broyeur ainsi que les eaux industrielles sont traités au niveau de la station de neutralisation (Figure I.10 et Figure I.11). Son volume est de 125 m³. Au cours du traitement, l'eau brute arrive au bassin de collecte puis elle subit une neutralisation à la soude, floculation et décantation. Les eaux décantées passent à travers un compartiment de régulation de pH puis par un filtre. Elles aboutissent en fin d'épuration à un bassin des eaux traitées.



Figure I.10: Effluents liquides issus du procédé de broyage.



Figure I.11: Station de traitement des effluents liquides de l'unité.

Ce traitement passe par les étapes suivantes :

- **Neutralisation à la chaux éteinte** : L'eau chargée est très acide $\text{pH}=2$; la station neutralise ces eaux de rejets par une augmentation de pH (entre 6,5 et 8,5) avec une solution de lait de chaux.

- **Floculation** : C'est la réaction du floculant avec les matières en suspension pour former les flocs. Le floculant joue un rôle très important pour la collecte des matières en suspension en formant des complexes de diamètre plus grand afin de les emmener à l'étape de décantation par un système de barbotage continu.
- **Décantation** : Elle sert à laisser les flocs se décarter qui forment une couche de sable au fond du bassin de décantation. La station a un deuxième bassin de décantation pour améliorer le rendement d'épuration des eaux de rejets afin de laisser séjourner de plus les particules et d'éviter les problèmes de coupures d'eau. Un système de fonctionnement automatique a une sonde détectrice de pH, lorsqu'elle détecte un pH situé dans la neutralité.
- **Filtration** : Les filtres presse servent à filtrer l'eau décantée qui arrive par un système de pompage (eau/boue), les eaux filtrées sont retournées vers l'atelier de broyage (cycle fermé) (Figure I.12).



Figure I.12: Bassin de décantation(A), Ajout d'un floculant(B), Neutralisation à la chaux(C).

I.10. Contamination de l'eau par le plomb

Il est possible que le plomb soit présent dans l'eau en raison des rejets industriels ou des transferts entre divers endroits de l'environnement (sols pollués, retombées atmosphériques, épandage des boues de stations d'épuration).

Parce que le plomb est un métal qui ne se déplace pas facilement, il a tendance à s'accumuler. Il est éliminé de l'eau soit par migration vers les sédiments où il est retenu par adsorption sur la matière organique et les minéraux argileux, soit par précipitation comme sel insoluble

(carbonate, sulfate ou sulfure), ce qui réduit à court terme le risque de contamination du milieu aquatique. Le pH déterminera la quantité de plomb restant dans la solution. Cependant, des quantités importantes de plomb qui ont été stockées dans les sédiments depuis plusieurs années pourraient être libérées à la suite de perturbations climatiques, ce qui pourrait entraîner une pollution de l'eau. Les rivières contiennent principalement du plomb sous forme de particules en suspension. Les rivières contiennent généralement entre 3 et 30 ppb. La quantité de plomb dans l'eau de mer est de 2 à 30 ppt. [14]

I.11. Règlementation Algérienne sur les eaux usées industrielles

Selon les normes algériennes, le tableau suivant regroupe les valeurs limites maximales de rejet d'effluents liquides industriels : [15]

Tableau I.3: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industrielles.

N°	Paramètres	Unités	Valeurs limites	Tolérances aux valeurs limites anciennes installations
1	Températures	C°	30	30
2	pH	-	6,5-8.5	6.5-8.5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	mg/l	30	40
5	Phosphore total	mg/l	10	15
6	DCO	mg/l	120	130
7	DBO ₅	mg/l	35	40
8	Aluminium	mg/l	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	mg/l	0,005	0,01
10	Cyanures	mg/l	0,1	0,15
11	Fluor et composés	mg/l	15	20
12	Indice de phénols	mg/l	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	mg/l	10	15
14	Huiles et graisses	mg/l	20	30
15	Cadmium	mg/l	0,2	0,25
16	Cuivre total	mg/l	0,5	1
17	Mercure total	mg/l	0,01	0,05

18	Plomb total	mg/l	0,5	0,75
19	Chrome Total	mg/l	0,5	0,75
20	Etain total	mg/l	2	2,5
21	Manganèse	mg/l	1	1,5
22	Nickel total	mg/l	0,5	0,75
23	Zinc total	mg/l	3	5
24	Fer	mg/l	3	5
25	Composés organiques	mg/l	5	7

I.12. Techniques d'élimination du plomb

Il existe une variété de méthodes pour éliminer et/ou récupérer les métaux (plomb) des effluents industriels. Ces méthodes sont : [16]

I.12.1. Précipitation

L'utilisation de la précipitation chimique est très efficace et est largement répandue dans l'industrie, car elle est relativement facile et peu coûteuse à exploiter. Les produits chimiques réagissent avec les ions de métaux lourds dans les procédés de précipitation afin de créer des précipités insolubles. On peut séparer les précipités de l'eau par sédimentation ou filtration. Et l'eau traitée est ensuite décantée et déchargée ou réutilisée correctement. [19]

I.12.2. Adsorption

L'adsorption est l'une des techniques les plus utilisées pour l'élimination des polluants. Bien que le charbon actif soit l'adsorbant le plus fréquemment utilisé, il reste extrêmement onéreux et nécessite une régénération, ce qui en fait un facteur limitant. Le processus d'adsorption consiste à ce que des molécules d'un fluide (gaz ou liquide), appelé adsorbat, se fixent sur la surface d'un solide, appelé adsorbant. La surface du solide fait référence aux surfaces internes et externes créées par le système de pores et de cavités de l'adsorbant. L'adsorption peut être une méthode prometteuse pour éliminer certains contaminants. [20]

I.12.3. Electrodéposition

L'électrodéposition est une technologie connue et largement utilisée dans les industries minières et métallurgiques, ainsi que dans les industries de transformation des métaux. Ce processus d'extraction de métaux utilise des anodes insolubles spécifiques aux ions métalliques à extraire. Pour ce processus, l'élimination se produit individuellement à des concentrations restreintes d'au moins 1 % du volume massique. Lorsque l'effluent à traiter est inférieur à 1 %,

certaines modifications du processus doivent être apportées pour permettre un enlèvement efficace sans une consommation excessive d'énergie. La mise en place d'une électrode à grande surface est l'une de ces modifications. [17]

I.12.4. Séparation par membranes

Les procédés membranaires impliquent la perméation d'une membrane par un gradient de concentration ou de pression. La division dépend : des paramètres opératoires, ainsi que la taille moléculaire, la forme, la structure, la polarisabilité, la solubilité, la présence de co-solutés, le matériau et la configuration de la membrane, font partie de la variété de paramètres.

Les techniques membranaires comprennent la microfiltration, l'osmose inverse, l'ultrafiltration, la nanofiltration, l'électrodialyse, la dialyse ,...etc. [6]

I.12.5. Échange d'ions

En raison de ses nombreux avantages, tels que sa capacité de traitement élevée, son efficacité d'élimination élevée et sa cinétique rapide, la technique de l'échange d'ions est largement utilisée pour éliminer les métaux lourds (plomb) des eaux usées. Les résines échangeuses d'ions, qu'elles soient synthétiques ou naturelles, ont la capacité spécifique d'échanger les cations avec les métaux présents dans les eaux usées. Les résines synthétiques sont souvent préférées aux autres matériaux utilisés dans le processus d'échange d'ions en raison de leur efficacité supérieure. [19]

I.12.6. La technique de l'électrocoagulation

Le processus d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il consiste à créer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte dans un réacteur afin de générer des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) en solution qui peuvent provoquer la coagulation et la floculation des polluants que l'on souhaite éliminer [21]. Cette technique sera détaillée dans le chapitre deux.

Références bibliographiques

- [1] K.Bengouga, “Thèse de Doctorat: Généralités sur les eaux usées,” pp. 1–23, 2010.
- [2] L. Mahjoubi et H. Mahfoudi, “ L’influence de la granulométrie du sable sur le traitement (filtration) des eaux usées industrielles, Université d’Adrar, 2018 / 2019.
- [3] M. Khouloud, “ Contribution à la stabilisation et la valorisation des boues de stations d’épuration par co-compostage (boues-déchets verts) ”, Université de Mohamed el-Bachir el-Ibrahimi - Bordj Bou Arreridj, 2022/2023.
- [4] AIT.Z. Kahina et B. Nassima, “Cycle biochimique de quelques métaux lourds dans les eaux côtières du golfe de Bejaia, Université Abderrahmane Mira de Bejaia, 2012/2013.
- [5] M. Faiza, “ Etude épidémiologique et impact du plomb sur le risque de faible poids de naissance dans la région de Sidi Bel Abbés ”, Université Djilali Liabes de Sidi Bel-Abbés, 2019-2020.
- [6] D. Amimeur, “Contribution à l ’ étude de l ’élimination du plomb par coagulation floculation et par adsorption sur charbon actif . Effet de la minéralisation et des paramètres réactionnels,” 2018.
- [7] B. Meriem et K. Faiza, “ Recherche du plomb dans l’eau destinée à la consommation humaine : cas de la ville de Jijel”, Université Med-Seddik Ben Yahia-Jijel, 2017.
- [8] Gh. Kheira et F. Chahrazed, “ Effet du plomb sur les paramètres anatomiques de la tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill) ”, Université Abdelhamid Ibn Badis- Mostaganem, 2019-2020.
- [9] B. Mazouri, “ Application des argiles, argiles pontées dans le traitement des eaux”, Université des Sciences et Technologies d’Oran Mohamed Boudiaf, 2018/2019.
- [10] Pistoia, C., Wiaux, J.P., Wolsky, S.P. Used battery collection and recycling. Elsevier, 385p. (2001).
- [11] Pnue, Lignes directrices techniques pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets de batteries au plomb et acide. Secrétariat de la Convention de Bâle. Série de la Convention de Bâle / SBC (2003).
- [12] Buzatu, T., Petrescu, M.I., et al... Processing oxidic waste of lead-acid batteries in order to recover lead. Asia-Pac. J. Chem. Eng. 10, 125–132(2015).

Références bibliographiques

- [13] Althabegoïty, G. and J. GODFROI. Métallurgie du plomb. Techniques de l'ingénieur. Matériaux métalliques 3(M2264), (1982)
- [14] D. Preziosi, "I. Introduction," Minoan Archit. Des., no. Cd, pp. 3–32, , doi: 10.1515/9783110824575.3. 2011
- [15] Journal officiel de la république algérienne démocratique et populaire, convention et accords internationaux-lois et décrets, décisions, avis, communications et annonces, N° 26, Dimanche 24 Rabie El Aouel 1427 Correspondant au 23 avril 2006.
- [16] B.Elghalia et Dj.Wafa, "Élimination du plomb par adsorption sur une argile locale, Université Kasdi-Merbah, Ouargla, 2022-2023.
- [17] Ch. Toufik, "Synthèse caractérisation et application de métaux catalytiques, Université Badji Mokhtar -Annaba, 2009.
- [18] L. Amina, "Valorisation des bioadsorbants à faible coût pour l'élimination des polluants présents dans les effluents aqueux, Université Badji Mokhtar- Annaba, 2021.
- [19] K. Slimane, "Utilisation des biomatériaux dans le traitement des eaux, Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 2013.
- [20] B. Meriem, "Etude comparative des procédés de traitement des eaux chargées en métaux lourds, Ecole Nationale Polytechnique ENP,2017.
- [21] B. Slimane, "Traitement d'une eau de surface par électrocoagulation ", Université 08 mai 1945 Guelma, 2010.



Chapitre II
L'électrocoagulation

II.1. Introduction

Les activités industrielles génèrent des quantités très importantes des matières polluantes dans les effluents liquides. Les recherches actuelles sont orientées vers des technologies simples, efficaces et moins coûteuses pour le traitement et la gestion de rejets industriels. Les procédés électrochimiques sont particulièrement intéressants. Ils ont été reconnus pour leur efficacité dans le traitement et l'assainissement des eaux. Ils sont caractérisés par un aspect non polluant et une facilité d'automatisation, et constituent l'une des méthodes visant à réduire l'utilisation des réactifs. Le traitement chimique des rejets industriels nécessite l'ajout de produits divers (coagulant, flocculant) qui, même s'ils réduisent la toxicité des effluents, se traduisent toujours par une augmentation des volumes des boues ou de salinité. [1]

Parmi les techniques électrolytiques, on déclare le procédé qui se nomme par électrocoagulation (EC). [2]

L'électrocoagulation est une méthode complexe d'électrochimie qui implique l'utilisation de divers phénomènes physiques et chimiques afin de faire disparaître les polluants présents dans les effluents. Ce procédé se fait à l'aide d'électrodes (anodes et cathodes), qui sont plongées dans le milieu aquatique. [3] Elle est devenue une méthode d'épuration qui permet de réduire : [4]

- La turbidité ;
- La demande chimique en oxygène (DCO) ;
- La demande biochimique en oxygène (DBO) ;
- Les matières en suspension (MES) ;
- La coloration ;
- Les métaux lourds.

II.2. Historique de l'électrocoagulation

Le premier document relatif à l'utilisation de l'EC pour le traitement des effluents est un brevet American déposé en 1880 par Webster qui utilisait des électrodes en fer. [5]

En 1909, Harries a établi un nouveau brevet sur ce procédé : les anodes étaient alors composées de plaques de fer et d'aluminium.

En 1912, deux autres stations de traitement des eaux usées ont été construites sur ce principe aux États-Unis. Cependant, leur fonctionnement fut terminé quelques années plus tard (1930), en raison du cout qui était deux fois plus élève que celui d'un traitement classique.

En 1946, Stuart a étudié plus en détail le procédé en utilisant un réacteur équipé d'électrodes en aluminium. Le phénomène de coagulation semble plus rapide avec la méthode électrochimique qu'avec le procédé physico-chimique.

Les recherches ont poursuivi sur les effluents de caractéristiques très différentes :

Holden (1956) étudie comment traiter les eaux de surface pour produire de l'eau potable, tandis que Sadek (1970) suggère d'éliminer les phosphates par EC.

En (1974) utilisent le procédé pour le traitement des effluents des industries agroalimentaires.

En 1975, Strokach a évoqué divers « électro coagulateurs », qui permettent le traitement et le recyclage des eaux usées pour une éventuelle réutilisation en agriculture.

En 1980, des chercheurs russes ont présenté de nombreux travaux sur l'électrocoagulation comme un moyen de traitement efficace des eaux usées.

En 1984, Vik a effectué un travail conséquent qui montre la possibilité de produire de l'eau potable par le procédé d'électrocoagulation à partir des eaux naturelles norvégiennes fortement chargées en substances humaines.

L'intérêt de l'EC s'est accru depuis les années 80. Aujourd'hui, grâce à une plus grande conscience de la pollution et à une normalisation de l'industrie. Plusieurs applications du procédé ont été réalisées sur différents types d'effluents et ont montré une efficacité très élevée et un coût de traitement compétitif par rapport aux procédés classiques. L'EC a été étudiée pour élimination de divers polluants minéraux ou organiques. [6]

Dans les années 90, les industries de traitement de surface ont été les premières à mettre en place des méthodes d'électrocoagulation. Depuis lors, les procédés d'EC sont constamment développés et améliorés dans différents secteurs industriels tels que le textile, l'agroalimentaire et les semi-conducteurs. L'électrocoagulation a gagné en importance en raison de son efficacité, souvent supérieure aux autres méthodes, pour éliminer les diverses formes de pollution. [7]

II.3. Principes de base de l'électrocoagulation

Le procédé d'électrocoagulation repose sur le principe des anodes solubles. Il est important d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une (coagulation – floculation) des polluants que souhaite éliminer. Le champ électrique crée un mouvement

d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floccs qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration). [8]

La réduction de l'eau au voisinage de la cathode entraîne la formation du gaz hydrogène (H_2) sous forme de bulles, estimées à un diamètre d'environ 10 à 100 μ m, ces bulles vont entraîner les matières en suspension, les hydrocarbures, les huiles, les graisses et les colloïdes...etc. et provoquer une clarification des liquides traités (Flottation). [1]

Le processus d'EC consiste à suivre les trois étapes suivantes [9] :

- La formation des coagulants par l'oxydation électrolytique de métaux sacrificiels ;
- La déstabilisation des contaminants, des polluants, des matières en suspension et la cassure des émulsions ;
- L'agrégation des phases déstabilisées pour former les floccs.

La Figure (II.1) suivante présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium.

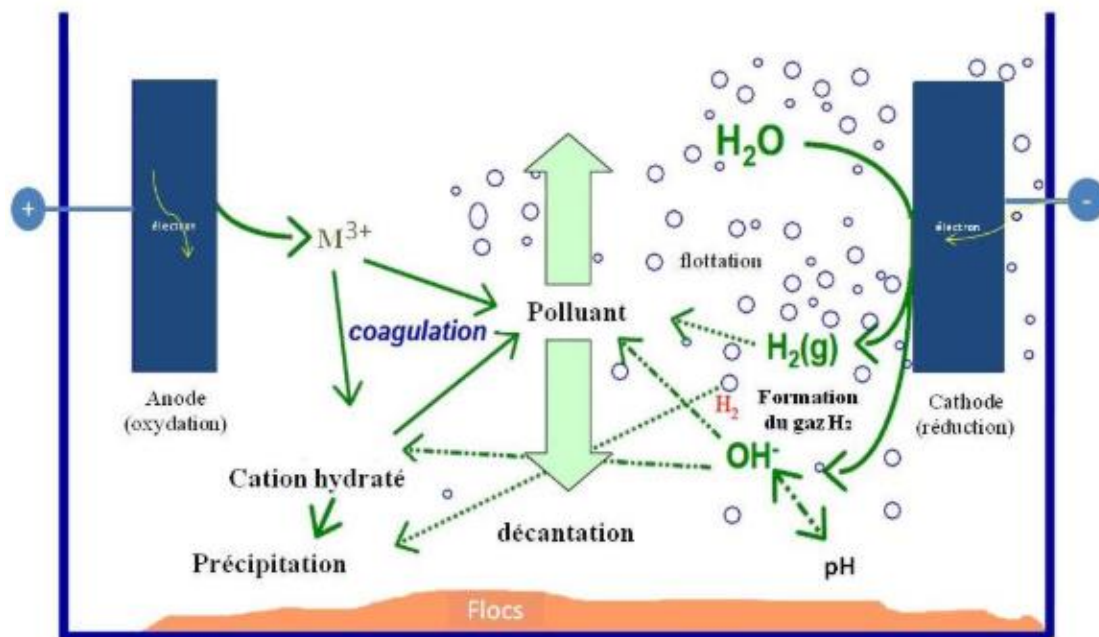


Figure II.1: Principe de la technique d'électrocoagulation : Cas de l'aluminium.

Les anodes et les cathodes utilisées peuvent varier en fonction de leur configuration. Il peut être présent sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube. Il est possible de constituer ces électrodes en divers métaux afin d'optimiser le processus de traitement. [10]

La technique de l'électrocoagulation peut être utilisée seule ou en combinaison avec d'autres techniques dans une chaîne de traitement des eaux. Il est possible d'identifier trois processus : le processus électrochimique, la coagulation et la phase de séparation (par flottation ou décantation). Ces trois processus ne sont pas tout à fait indépendants, et peuvent interagir. Le fait que ces processus sont difficiles à étudier séparément dans un réacteur opérationnel explique partiellement l'absence d'une compréhension détaillée du traitement par l'électrocoagulation. La contribution de ces différents processus peut être conceptualisée grâce à un diagramme de Venn (Figure II.2). Des chercheurs ont déjà adopté une approche plutôt empirique pour la compréhension du traitement par électrocoagulation. Ils ont aussi validé la capacité de cette technologie à l'élimination de polluants, mais n'ont pas réussi à extraire (et à quantifier) les principaux mécanismes conduisant à l'abattement. Cela s'est traduit par la proposition de nombreux systèmes d'électrocoagulation conçus et exploités pour traiter et éliminer les polluants d'un effluent spécifique. [11]

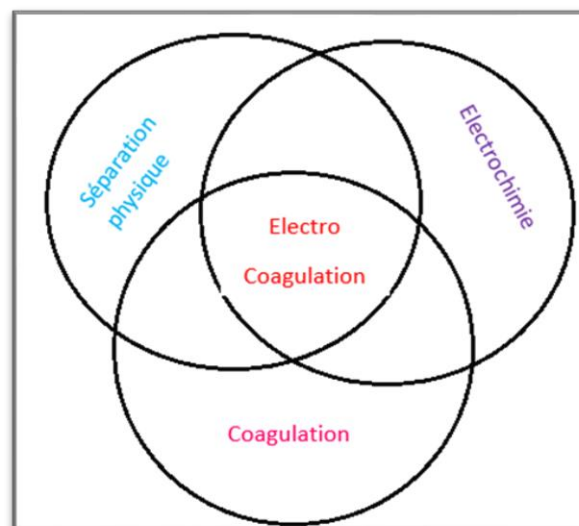


Figure II.2: Diagramme de Venn des principaux processus formant le procédé d'électrocoagulation. [11]

II.4. Applications de l'électrocoagulation

L'électrocoagulation a été efficacement utilisée pour traiter diverses formes de pollution.

[8]

Tableau II.1: Applications du procédé d'électrocoagulation. [1]

Domaine	Industrie	Objectif
Industriels	-Centrales thermiques	-Métaux
	-Industries de transformation	-Huiles et hydrocarbures
	- Mines	-Détergents et autres composés organique
	-Transformation des métaux	-MES et DCO
	- Fabrication de teinture	
Agroalimentaire	-Transformation de nourriture	-MES
	-Restauration	-DCO -Huiles et graisses
Transport	-Porcherie	-Phosphore -MES -DCO
	- Transport naval - Transport routier - Entreposage	-Huiles et hydrocarbures -DCO -MES
Municipal	- Eaux potables	-Fluorures -Turbidité -Couleur -Désinfection
	- Eaux usées	-MES -DCO -Phosphore
	-Lixiviats de sites d'enfouissement ou de sites contaminés	-DCO -Métaux

II.5. Avantages et limites de l'électrocoagulation

II.5.1. Avantages

1. L'électrocoagulation emploie un équipement simple, compact et facile d'utilisation.
2. L'eau usagée traitée par EC est claire, agréable, sans coloration et sans odeur. [12]
3. Aucune utilisation de substances chimiques : même si l'augmentation légère de la salinité de l'effluent à traiter pour améliorer sa conductivité électrique, plusieurs études ont démontré l'efficacité de l'EC sans aucune modification de la conductivité initiale du rejet à traiter, ce qui permet d'éviter d'autres méthodes de traitement en aval.
4. Le procédé d'EC présente une excellente efficacité pour les polluants colloïdaux très fins. D'autres méthodes comme la coagulation chimique nécessitent des étapes de traitement plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées pour traiter ces polluants.
5. L'utilisation de l'EC permet de traiter les déchets en oxydant et en réduisant divers composés dissous tels que les nitrites, les sulfures (cyanures, sulfites), les chromates et les ions fluorures. [13]
6. L'emploi de l'EC permet de diminuer la durée de traitement ; cette méthode offre également un avantage considérable en termes de compacité des installations et une possibilité d'automatisation.
7. L'EC peut être utilisée avec d'autres techniques de traitement. [14]
8. L'efficacité de la biodégradation des effluents traités par électrocoagulation est renforcée. Ce progrès résulte de la non-toxicité de la forme d'aluminium utilisée en présence de faible salinité dans l'environnement.
9. Les boues obtenues après traitement par EC sont plus denses et moins hydrophiles. Cela facilite la décantation et la flottation et réduit la quantité des boues. Ce qui réduit le temps et les coûts de traitement des boues. [15]

II.5.2. Limites

1. L'eau polluée présente souvent une conductivité faible, ce qui entraîne la formation de dépôts sur les électrodes.
2. La présence importante d'ions calcium et hydrogénocarbonates provoque un dépôt de tartre au niveau de la cathode, augmentant ainsi la résistance de la cellule. La méthode la plus facile pour résoudre ce problème consiste à inverser périodiquement la polarité.
3. Il est essentiel de planifier régulièrement un nettoyage mécanique des électrodes en utilisant des solutions acides.
4. L'usage de l'électricité peut se révéler coûteux voire compliqué dans certaines zones. [14]

II.6. Technologies de l'électrocoagulation

Différentes technologies de l'électrocoagulation existent. Il est possible de monter les cellules électrochimiques en série ou en parallèle, soit seules, soit en les associant à d'autres méthodes de traitement physiques telles que les méthodes biologiques, les filtres presses, les décanteurs ou d'autres types de procédés.

Au laboratoire ou en industrie, il existe de nombreuses formes de plaques, y compris des plaques planes,.....etc. Les électrodes planes permettent un montage et un nettoyage facile des plaques, surtout lorsque la dimension du réacteur est inférieure à une certaine taille.

Il existe trois méthodes de connexion électrique :

- Connexion en série mono polaire.
- Connexion en série bipolaire.
- Connexion en parallèle mono polaire.

La différence entre les trois modes réside dans la connexion entre les électrodes, ce qui entraîne des différences dans l'expression de la tension et de l'intensité du courant dans la cellule. [16]

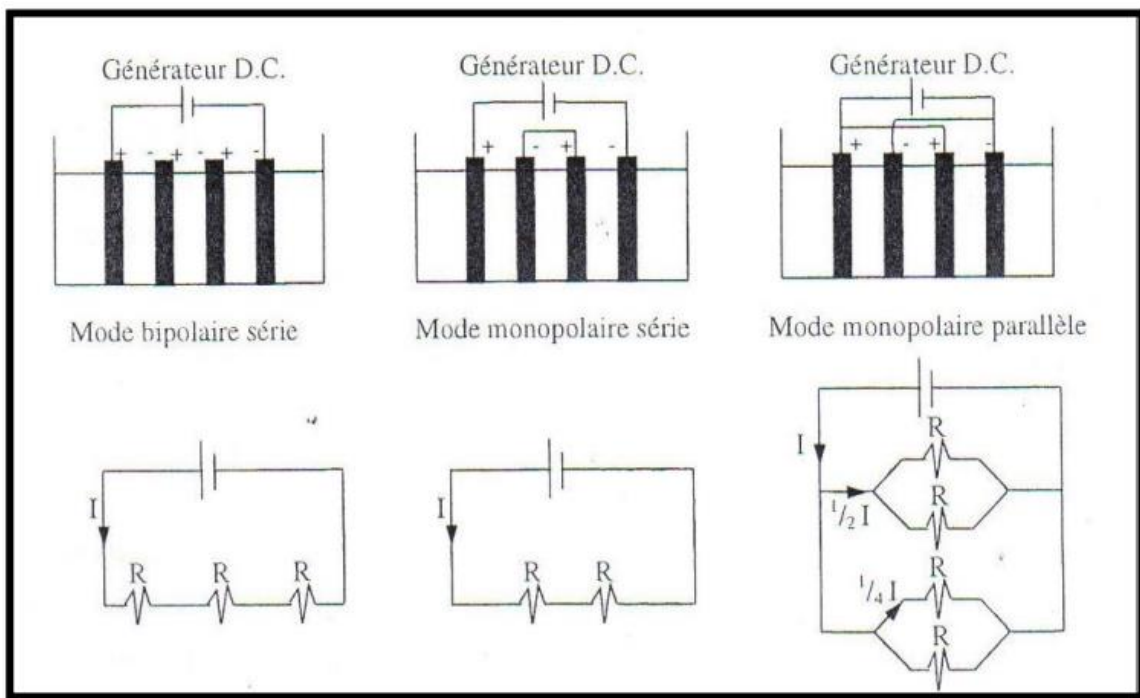


Figure II.3: Les différents modes de fonctionnement envisageables pour une cellule d'électrocoagulation et les circuits électriques associés.

- Une connexion unipolaire en série montre que l'utilisation de n électrodes présente une résistance série de n/2 (chaque résistance est définie par les composants anode,

électrolyte et cathode). Si le générateur fournit une tension U et une intensité I , alors chaque résistance fera circuler un courant I et subira une tension $U/2n$.

- La connexion série bipolaire présente des caractéristiques similaires à la connexion précédente. Le même courant I traverse une résistance de tension $U/n-1$. Cependant, nous avons remarqué une différence au niveau du nombre de résistances. Pour n électrodes, il y a $(n-1)$ résistances.
- Pour le mode de connexion parallèle unipolaire, nous avons n électrodes fournissant $n-1$ résistances connectées en parallèle. Le générateur fournissant la tension U et l'intensité I , la batterie est soumise à la même tension U . La valeur de l'intensité traversant chaque résistance est $I/n-1$.

Tableau II.2: Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions. [17]

Mode de connexion	Tension par cellule	Intensité par cellule
Mono polaire en série	$U/2n$	I
Bipolaire en série	$U/1-n$	I
Mono polaire en parallèle	U	$I/1-n$

II.7. Électrodes utilisées en électrocoagulation

Différentes électrodes ont été employées dans cette procédure. Des électrodes en fer, aluminium, titane, plomb, acier inoxydable, zinc, nickel... sont disponibles. Cependant, l'aluminium et le fer demeurent les matériaux les plus couramment employés en raison de leur prix abordable et de leur forme ionique qui a une valence élevée. Lorsqu'une anode en aluminium est utilisée, le cation métallique formé est Al^{3+} , tandis que l'utilisation d'une électrode en fer entraîne la formation d'ions ferreux Fe^{2+} , qui peuvent s'oxyder en présence d'oxygène dissous ou par auto-oxydation pour former les ions ferriques Fe^{3+} . [18]

Tableau II.3 : Matériaux des électrodes utilisées en électrocoagulation. [2]

Electrodes utilisées	Composition	Type de polluants	Références
Fe et Al	Effluents textiles	DCO, MES, COT, turbidité	[19]
Fe et Al	Effluent d'agro-industries	DCO, azote, germes pathogènes, turbidité	[20]
Al et Fe	Eaux usées phosphatées	Phosphate	[21]
Fer	Eaux usées de manufacture de cigarettes, plus eaux domestiques	DBO, DCO, MES	[22]
Al	Rejets pétroliers	DCO, Turbidité	[22]
Cu et Ti/IrO ₂	Eaux usées domestiques	Phosphore, DCO, N-NH ₄ ⁺	[23]

II.8. Mécanismes d'électrocoagulation

II.8.1 Dissolution électrolytique

La première étape de la formation du coagulant « in situ » est l'oxydation/dissolution de l'anode sacrificielle. La dissolution anodique est donnée par la loi d'électrolyse de Faraday :

$$m = \frac{I.t.M}{n.F}$$

Où :

m : est la masse libérée par l'anode (g),

I : est le courant (A),

t : est le temps de traitement (s),

M : est la masse molaire (g/mol),

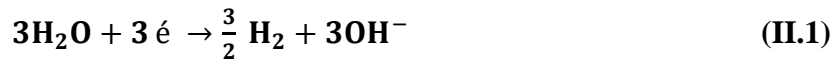
n : est le nombre de valence,

F : est la constante de Faraday.

L'électrocoagulation est un processus complexe, avec une multiplicité de mécanismes qui fonctionnent en synergie pour éliminer les polluants de l'eau. Réactions électrochimiques (II.1)

qui se produisent avec le métal (M) des électrodes pendant le processus EC, sont résumées ci-dessous : [24]

- **A la cathode**, du gaz H₂ se dégage :



Le métal cathodique (M) peut être attaqué chimiquement par OH⁻, en particulier dans valeurs de pH élevées :



- **A l'anode**, le métal sacrificiel (M), Al ou Fe, est dissous :



Dans le cas de l'électrode Fe, la réaction anodique qui se produit également :



Par conséquent, la formation de flocons de M(OH)_n se déroule selon un mécanisme complexe qui peut être simplifié comme suit :



De nombreux produits d'hydrolyse sont cationiques et peuvent interagir fortement avec des colloïdes négatifs, dans les bonnes conditions de dosage et de pH du coagulant, génèrent la déstabilisation. Un dosage excessif peut provoquer une inversion de charge et provoquer la déstabilisation des colloïdes. [25]

L'adsorption d'espèces hydrolysées monomères et polymères à la surface des particules entraînent la compression de la double couche électrique et la neutralisation des charges de surface. [26]

Ensuite, les réactions qui se produisent dans le système EC seront spécifiées à l'aide des électrodes d'aluminium et de fer.

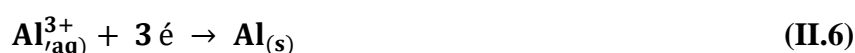
II.8.2. Electrocoagulation utilisant des électrodes en aluminium

Dans le processus EC, les principales réactions (II.5) qui se produisent au niveau des électrodes l'aluminium lors de l'électrolyse sont :

- **A l'anode**, l'oxydation de l'aluminium se produit :



(Le potentiel standard de l'électrode en aluminium est $E_1^\circ = -1,662 \text{ V}$)



- **A la cathode**, une réduction d'eau se produit :



(Le potentiel standard de l'électrode du couple $\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2$ est $E_2^\circ = -0,828 \text{ V}$)

- Dans des conditions alcalines :



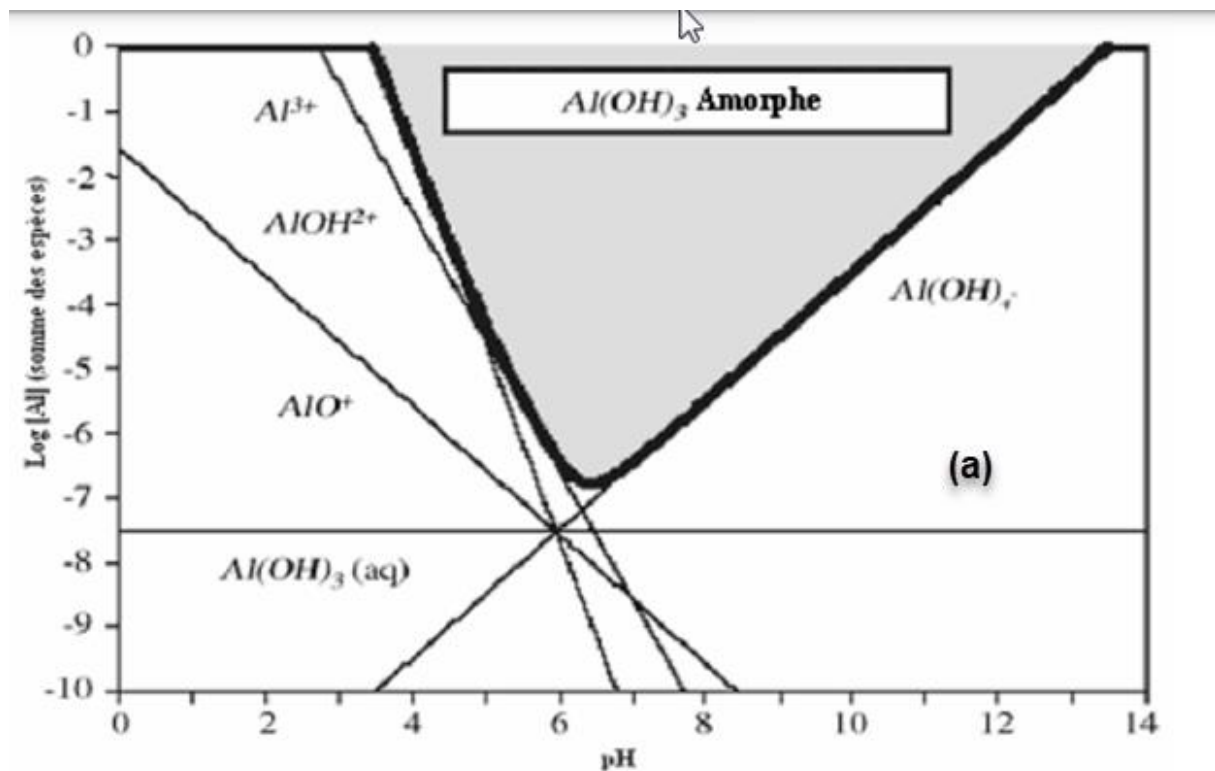
- Dans des conditions acides :



Le potentiel standard de dissolution de l'aluminium est inférieur ($-1,662 \text{ V}$) par rapport au potentiel standard de dégagement d'hydrogène ($-0,828 \text{ V}$), donc la dissolution de l'aluminium est thermodynamiquement favorisée ($E_2^\circ \gg E_1^\circ$) et doit être procédé spontanément. [28]

Les ions aluminium (Al^{3+}) électro générés peuvent générer différentes espèces $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ et espèces monomériques comme: $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_3^{3+}$ polymères : $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ se forment au cours du processus de l'électrocoagulation.

Comme il s'agit d'une réaction d'hydrolyse, le pH idéal pour la formation d'hydroxyde l'aluminium est compris entre 6,5 et 7,0, comme le montre la figure (II.4) [27]



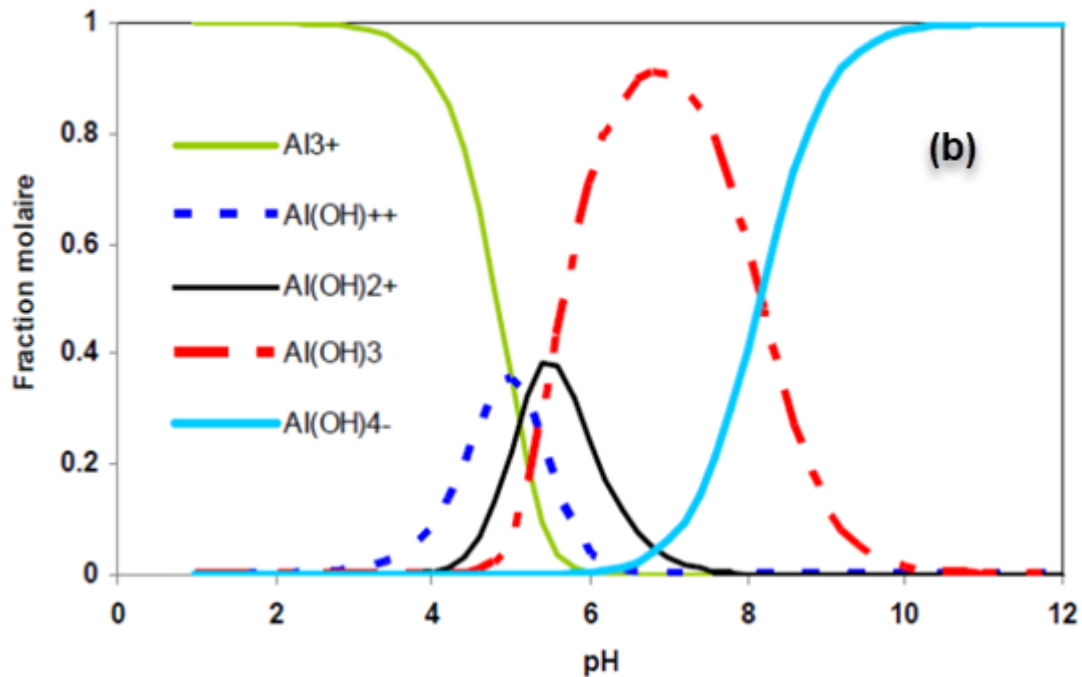


Figure II.4: Diagrammes de prédominance des différents hydroxydes d'aluminium (sans tenir compte des formes polymères de ces hydroxydes), (a) et (b).

Le diagramme potentiel-pH de Pourbaix représente les relations entre deux espèces en solution, une espèce en solution et une espèce solide, ou bien deux espèces solides. Pour l'aluminium, les espèces solides sont Al, Al_2O_3 hydraté, Al_2O_3 anhydre et $Al(OH)_3$; les espèces ioniques mettent en jeu Al^{3+} et AlO_2^- ainsi que les réactions d'oxydation de l'aluminium permettent d'établir le diagramme d'équilibre potentiel-pH. Ce diagramme est valable en absence des espèces formant avec l'aluminium des complexes solubles ou des sels insolubles (Figure II.5). Le domaine de stabilité de l'aluminium est situé (zone III, figure II.5) en dessous de celui de l'eau (zone comprise entre les courbes a et b).

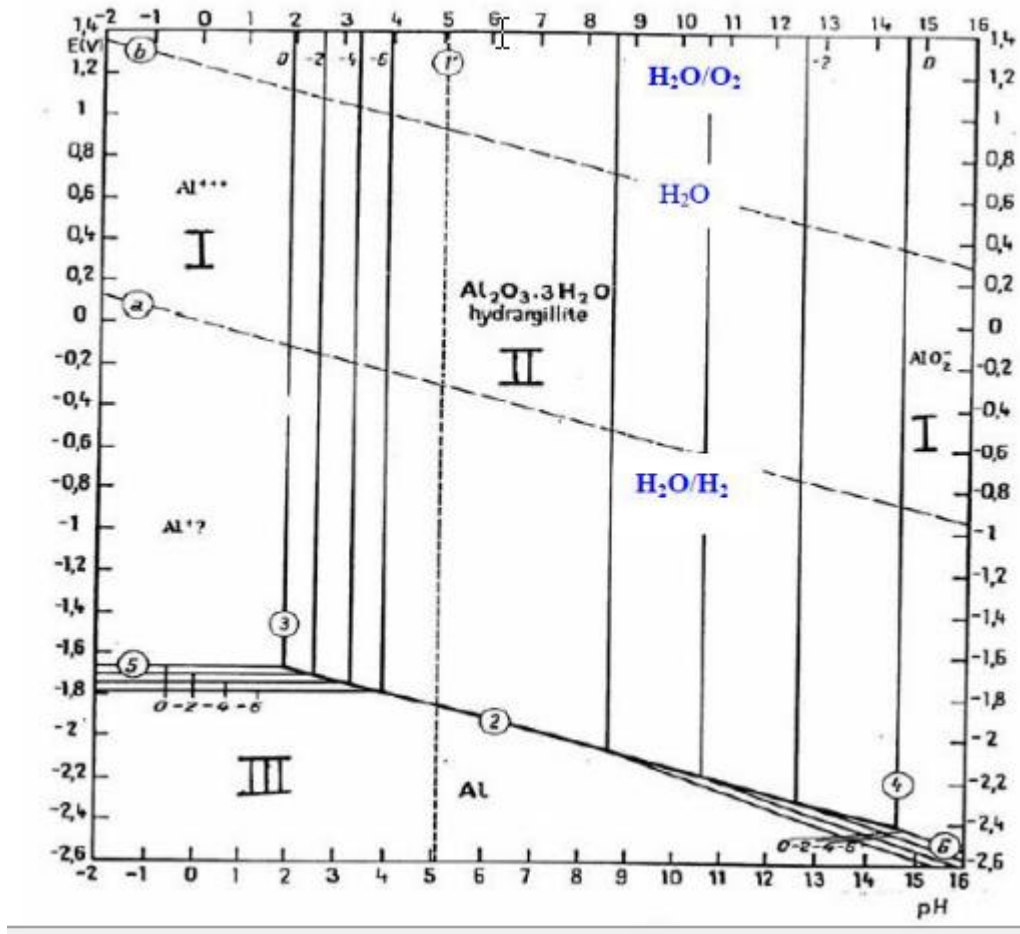


Figure II.5: Diagramme de Pourbaix de l'aluminium.

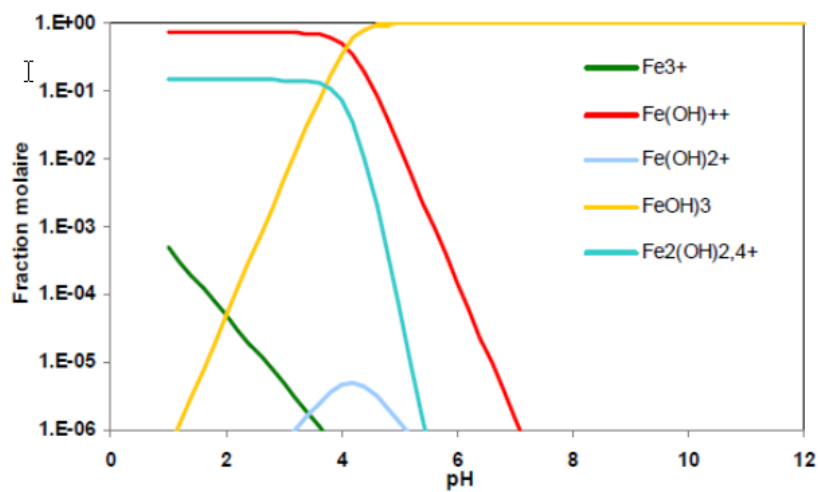


Figure II.6: Diagramme de prédominance des différents hydroxydes de fer trivalents.

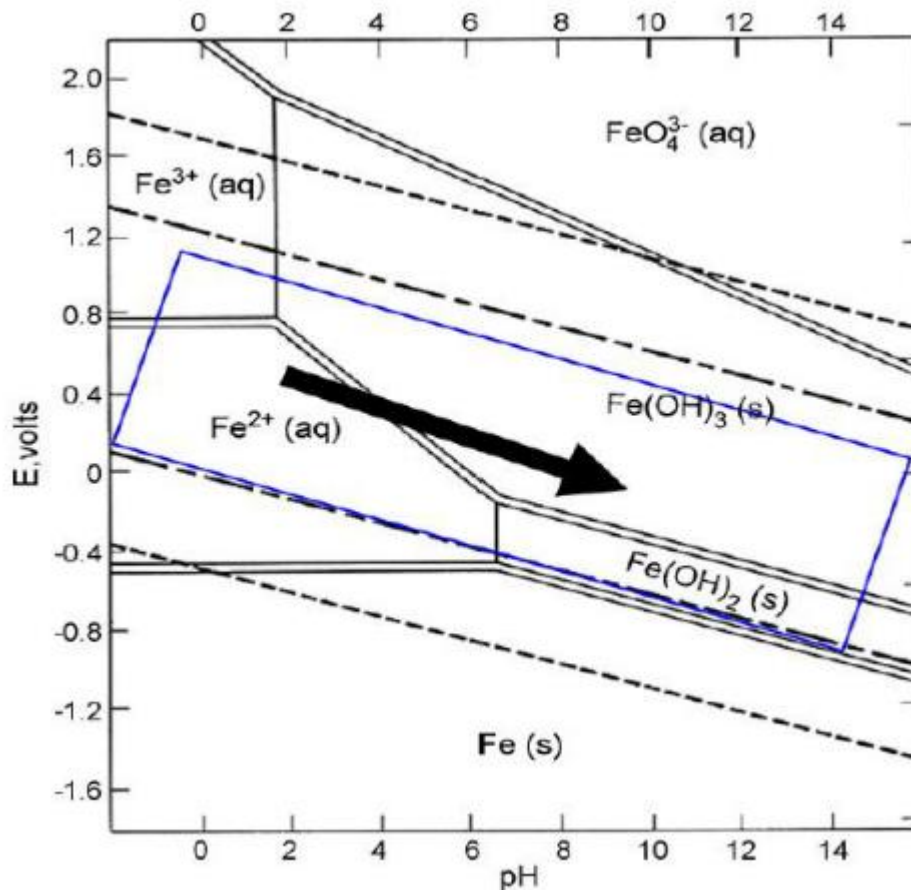


Figure II.7: Diagramme de Pourbaix du fer.

II.9. Paramètres affectant l'électrocoagulation

Plusieurs paramètres ont un effet sur l'efficacité de l'élimination des polluants provenant des eaux usées pendant le processus EC. Les paramètres connus parce qu'ils ont un effet sain :

1. Le matériau de l'électrode peut être du fer, de l'aluminium et/ou combiné à un matériau inerte. Les ions et hydroxydes de fer et d'aluminium ont des produits chimiques différents ;
2. Le pH de la solution a un effet sur la spéciation des hydroxydes métalliques formés dans la solution et également dans le potentiel zêta des particules colloïdales ;
3. La densité de courant est proportionnelle au nombre de réactions électrochimiques qui se produisent à la surface de l'électrode ;
4. La durée du traitement est proportionnelle à la quantité de coagulants produits dans le système EC et autres réactions générées dans le système électrochimique ;
5. Le potentiel de l'électrode définit les réactions qui se produisent à la surface de l'électrode scie.

6. La concentration des polluants affecte l'efficacité de l'élimination car la coagulation n'a pas d'effet. Suit une cinétique de réaction d'ordre zéro, mais plutôt un pseudo second ou première commande ;
7. La concentration d'anions, tels que le sulfate et/ou le fluorure, affecte la composition des hydroxydes car ils peuvent remplacer les ions hydroxydes par des précipités ;
8. La conductivité affecte les vitesses de réaction et la formation de floccs ;
9. Selon le polluant, l'augmentation de la température peut avoir un effet négatif ou un effet positif sur l'efficacité de l'élimination ;
10. D'autres paramètres tels que : les conditions hydrodynamiques et la distance entre les électrodes peuvent avoir un effet sur l'efficacité du traitement et la consommation d'énergie d'électricité. [28]

Références bibliographiques

- [1] R.Maalem, "Décoloration des eaux par électrocoagulation", Université Larbi Tébessa, Tébessa, 2016-2017.
- [2] M.Beloudah, "Etude des propriétés de l'électrocoagulation d'un acide organique", Université Mohamed khider –Biskra, 2020.
- [3] S. BESSIOUD, "Traitement d'une eau de surface par électrocoagulation", Université 08 mai 1945 Guelma, 2010.
- [4] S.Bouktir et D.Guerna, " Etude de l'effet des paramètres du traitement de l'eau polluée par méthode électrochimique", Université de Mohamed El-Bachir El-Ibrahimi - Bordj Bou Arreridj, 2021/2022.
- [5] S.Aouchiche et M.Bouferkas, "Elaboration d'un réacteur pour le traitement d'un effluent industriel par électrocoagulation : cas d'un effluent d'industrie de peinture (EFP) ", Université de Bouira, 2016/2017.
- [6] Y.Merzouk et M.Mazouz, "Clarification d'une solution colorée par technique électrochimique", université Tébessa, 2019-2020.
- [7] M.Bennajah, "Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift", Toulouse, 2007.
- [8] S. Djaafar et K.Slimani, "Application de l'électro flottation- électrocoagulation pour l'élimination d'un colorant textile Cas du Bleu d'indanthrène RS", Université A. Mira-Bejaia, 2014.
- [9] I.Oussama, "Optimisation du traitement du phosphore des eaux usées par électrocoagulation, Université de KARA", 2018-2019.
- [10] A.Salim, "Etude comparative entre coagulation/floculation et électrocoagulation electroflotation", Université Abderrahmane Mira de Bejaia, 2015/2016.
- [11] Szykarczuk J., Kan J., Hassan T.A. & Donini J.C. (1994). Electrochemical coagulation of clay suspensions. Clay Clay Miner., 42(6), 667-673.
- [12] A.Rahma, "Dépollution d'un effluent de laiterie par électrocoagulation et comparaison d'efficacité avec d'autres techniques de traitement", Université Mokhtar Badji- Annaba, 2019.
- [13] B.Selsabil et H.Halla, "Traitement des eaux usées par méthodes électrocoagulation, matériau inorganique et biomasse", Université Mohamed Boudiaf - M'sila, 2022 /2023.
- [14] A.Dounia et K.Abla, "Dégradation d'un colorant la gentiane violet par la technique de l'électrocoagulation, Université A. M. Oulhadj – Bouira, 2017/2018.

Références bibliographiques

- [15] A.Meriem et M.Aicha, "utilisation de l'électrocoagulation pour l'élimination de colorants des eaux usées de l'industrie textile", Université Mohamed Boudiaf - M'sila, 2016 /2017.
- [16] I.Zongo, "Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie, l'institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement" D'Ouagadougou (2IE), 2009.
- [17] Z.Rabeh, "Utilisation de la photovoltaïque pour le Traitement d'un effluent industriel par d'électrocoagulation", Université Mohamed Boudiaf - M'sila, 2015/2016.
- [18] M.Fatiha et K.M.Ibtissam, "Etude de l'influence de types de matériaux d'électrodes utilisées en électrocoagulation pour l'élimination d'un antibiotique", Université Miliana Khemis de Bounaâm Djilali, 2019/2020.
- [19] Kobya M., Can O.T, .Bayramoglu M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, 100,163-178. 2003.
- [20] Drogui P., Blais J.F et Mercier G. Review of electrochemical Technologies for environmental applications. *Recent Pat. Eng*, 257-272. 2007.
- [21] M.Behbahani, Alavi Moghaddam M. R., Arami, M.A. Comparison Between Aluminum and Iron Electrodes on Removal of Phosphate from Aqueous Solutions by Electrocoagulation Process .*Int. J. Environ. Res.*, 5(2):403-412, Spring 2011 ISSN: 1735-6865. 2011
- [22] R.S. Bejankiwar Electrochemicals treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study. *Water Res.*, 36, 4386-4390. 2002.
- [23] Alfa-Sika Mande Seyf-Laye, Tchakala Ibrahim, Dougna Akpènè, Amenuvevega, DjaneyeBoundjou Gbandi, Bawa L. Moctar and Chen Honghan, Investigation of different electrodes in electrocoagulation of domestic wastewater treatment, *International Journal of Engineering Sciences & Research Technology* 50-54. 2018.
- [24] Katal, R. & Pahlavanzadeh, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*, 265(1-3), 199–205. 2011.
- [25] Duan, J. and Gregory, J, "Coagulation by hydrolysing metal salts", *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102, 475–502. 2003

Références bibliographiques

- [26] Lu S., Pugh R.J., Forssberg E., *Interfacial Separation of Particles*, Studies in Interface Science, vol. 20, Elsevier 2005.
- [27] Szykarczuk J., Kan J., Hassan T.A. & Donini J.C. (1994). Electrochemical coagulation of clay suspensions. *Clay Clay Miner.*, 42(6), 667-673.
- [28] G. Chen, *Separation and Purification Technology*, 38 (2004) 11-41.



Chapitre III
Matériels et
méthodes

Introduction

Dans ce chapitre, nous allons décrire les procédures expérimentales, les produits chimiques, les méthodes analytiques ainsi que les différents appareillages utilisés au cours de ce travail.

III.1. Caractérisation des effluents de unité de Sétif

Les échantillons des eaux usées de l'unité de recyclage des batteries usagées ont été prélevés à la sortie de l'unité. L'analyse du plomb dans les eaux de rejet a été réalisée à l'aide de la méthode spectrométrique d'absorption atomique.

III.2. Tests d'électrocoagulation

Les tests d'électrocoagulation ont été réalisés en batch, dans un réacteur en polyéthylène d'une capacité de 500 ml.

III.3. Matériel et produits utilisés

Les produits et matériel utilisés dans les différentes manipulations sont :

➤ Verrerie et matériels

- Générateur de courant électrique ;
- Réacteur d'un volume de 500ml ;
- Becher, Erlenmeyer, Verre de montre, Entonnoir et Eprouvette ;
- Des électrodes en aluminium et fer ;
- Deux pinces et des fils électrique ;
- Agitateur magnétique avec barreaux ;
- pH mètre ;
- Turbidimètre ;
- Conductimètre ;
- Spectrophotomètre à absorption atomique.

➤ Produits utilisés

Les produits utilisés sont :

- Sulfate de sodium Na_2SO_4 ;
- Hydroxyde de calcium (la chaux) $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

III.4. Réacteur d'électrocoagulation

Les électrodes utilisées ont les dimensions suivantes : 65 x 20 mm (L x l), Les cathodes et les anodes ont été fabriquées avec des feuilles d'aluminium ou des feuilles de fer. Une connexion électrique parallèle mono polaire a été utilisée entre les électrodes pour appliquer un courant continu. L'intensité du courant a été appliquée via une alimentation à courant contrôlé. La température des effluents lors de la réalisation des tests d'électrocoagulation a été maintenue à 25 °C, proche de la température annuelle moyenne du site. Le pH des échantillons collectés a été ajusté en utilisant $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (1 mole .L⁻¹). Ensuite, des échantillons ont été collectés pour les différentes analyses.

Pour les essais préliminaires, la surface immergée de chaque électrode d'aluminium est de 11cm² et celle du fer est 11.6 cm² et la distance les séparant est 4cm. Ces deux paramètres seront maintenus constants durant les expérimentations préliminaires. Chaque manipulation dure 1h. Les prélèvements sont effectués toutes les dix minutes.

Afin d'optimiser le traitement, nous avons étudié l'influence de plusieurs paramètres tels que le pH, la densité de courant, la distance inter-électrode, la conductivité électrique de la solution et enfin la nature des électrodes.

- Le pH de la solution d'eau usée a été varié de 4, 6 et 8,59.
- La densité de courant est variée de 11,9 à 47,6 A.m⁻².
- L'effet de la distance inter électrodes a également été étudié. Les distances évaluées sont : 1 ; 2 ; 3 et 4cm.
- L'effet de la conductivité électrique par ajout d'électrolyte support (10 ; 20 ; 40 et 80 ml de Na₂SO₄).
- Des électrodes d'aluminium et des électrodes de fer ont été utilisées (Figure III.3 et Figure III.4).

Le dispositif expérimental utilisé est présenté dans la figure III.1

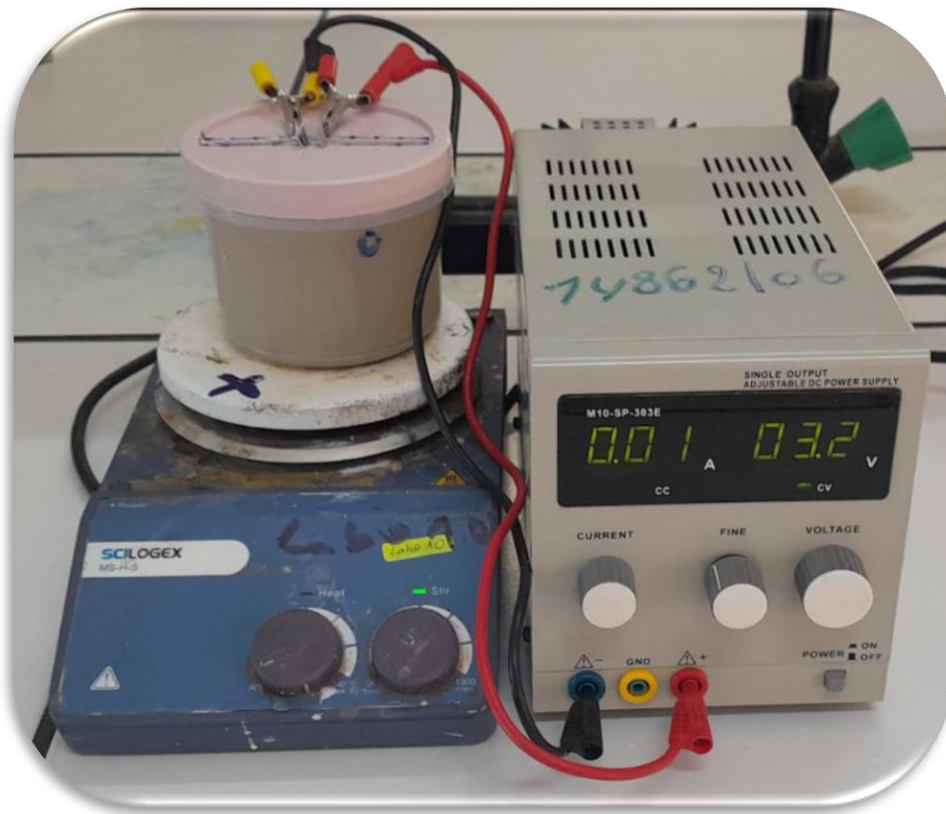


Figure III.1: Dispositif expérimental utilisé.

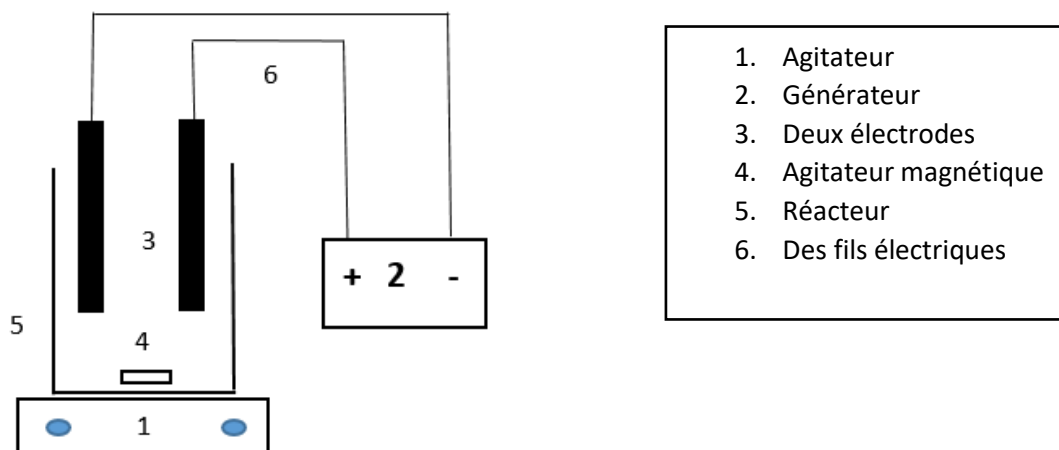


Figure III.2: Schéma du dispositif expérimental.

➤ Les électrodes utilisées

Les électrodes utilisées sont en fer ou aluminium toutes de dimensions égales avec une longueur de 6.5cm et de largeur de 2 cm.



Figure III.3: Electrodes en aluminium.



Figure III.4: Electrode en fer.

III.5. Méthodes de caractérisation

III.5.1. Mesure de pH

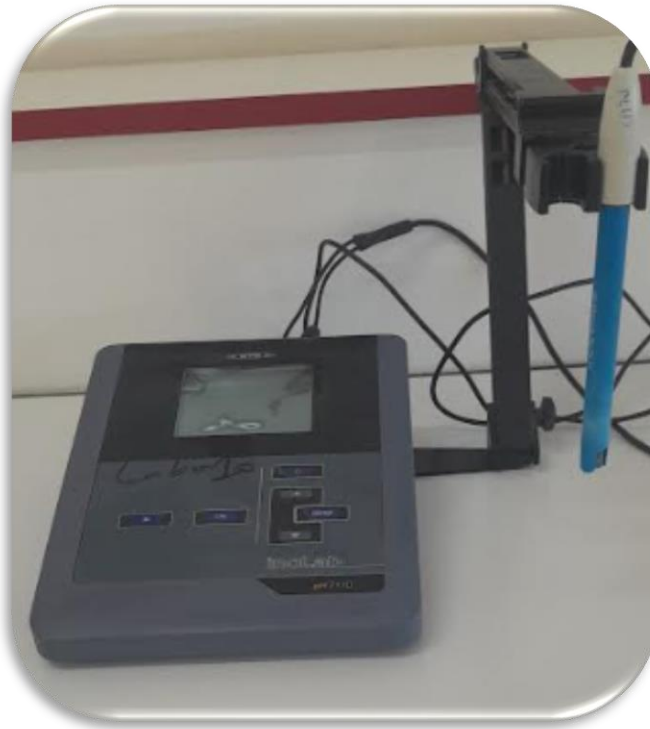


Figure III.1: pH mètre avec statif.

III.5.2. Mesure de Conductivité électrique



Figure III.6: Conductimètre.

III.5.3. Mesure de Turbidité



Figure III.7: Turbidimètre.

III.5.4. Spectromètre d'absorption atomique

La méthode d'analyse par absorption atomique a pris une importance considérable au cours ces toutes dernières années. Sa spécificité, sa sensibilité, sa relative simplicité et sa rapidité d'exécution grâce aux appareils commerciaux actuellement existants en font l'une des méthodes les plus utiles en analyse chimique.

La spectrométrie d'absorption atomique (SAA) et l'émission de flamme (EF), encore appelée photométrie de flamme, permettent de doser dans pratiquement toute sorte d'échantillon, un ou plusieurs éléments prédéfinis (métaux ou non-métaux) choisis dans une liste en contenant environ 70 éléments. Le spectromètre utilisé est de marque Shimadzu, type AA 6200.



Figure III.8: Spectromètre à Absorption atomique, Shimadzu AA 6200.

III.5.4.1. Principe

Un rayonnement monochromatique émis par une lampe et correspond à la raie de résonance de l'élément à doser est envoyé sur une population d'atomes du même élément à l'état vapeur. La mesure de l'affaiblissement de l'intensité de lumineuse est dans des conditions déterminées en fonction de la concentration de l'élément à doser. [19]

La spectrométrie d'absorption atomique est une méthode d'analyse élémentaire qui utilise la propriété des atomes d'être excités par l'apport d'une énergie extérieure sous forme d'un rayonnement électromagnétique (photons) de fréquence bien définie.

L'absorption d'un photon de fréquence ν par un atome donné n'est possible que si la différence d'énergie entre le niveau initial E_b et le niveau E_h , après absorption correspond à une transition entre deux niveaux énergétiques de cet atome (Figure III.9) soit :

$$\nu = E_h - \frac{E_b}{h}$$

Avec h : constante de Planck.

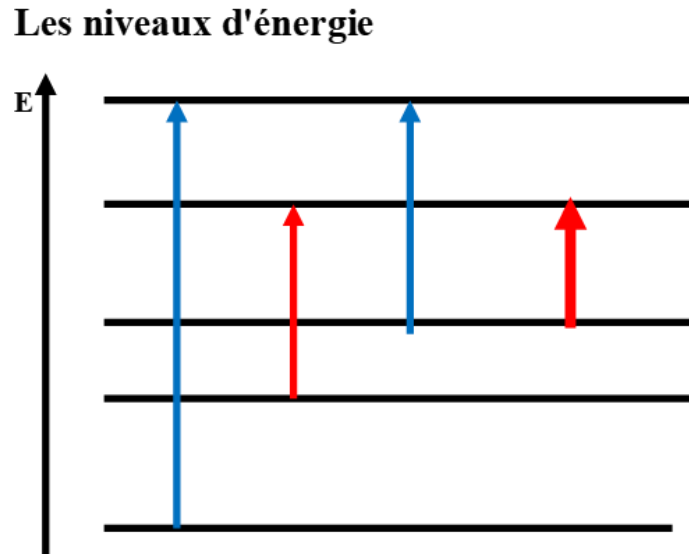


Figure III.9: : Transitions des électrons associées à l'absorption optique.

Ici, on considère les transitions dont le niveau inférieur et le niveau fondamental, car il est généralement peuplé.

Le rayonnement incident à la longueur d'onde de résonance d'intensité I_0 est focalisé sur la flamme contenant les atomes à l'état fondamental, puis transmis avec une intensité I réduite d'une quantité déterminée par la concentration des atomes dans la flamme. Le rayonnement est dirigé vers le détecteur ou l'intensité est mesurée. La quantité de lumière absorbée est déterminée en comparant I à I_0 .

L'absorption de la lumière caractérisée par le terme « **absorbance A** », liée à la concentration par une relation linéaire selon la loi de *Beer-Lambert* :

$$A = \log(I_0 / I) = k \cdot l \cdot c$$

Avec:

- **k** : le coefficient d'absorption, constante qui est caractéristique des absorbantes.
- **l** : la longueur du trajet lumineux intercepté par le milieu absorbant (la flamme).
- **c** : la concentration des atomes absorbants dans la flamme.

L'absorbance est donc, d'après cette équation, proportionnelle à la concentration des espèces absorbantes pour des conditions données. Cependant, lorsque la concentration et l'absorbance augmentent, les imperfections du procédé d'absorption provoquent une déviation de la droite d'étalonnage qui s'incurve vers l'axe des concentrations.

III.5.4.2. Appareillage

Un spectromètre d'absorption atomique comprend de façon classique (Figure III.10) :

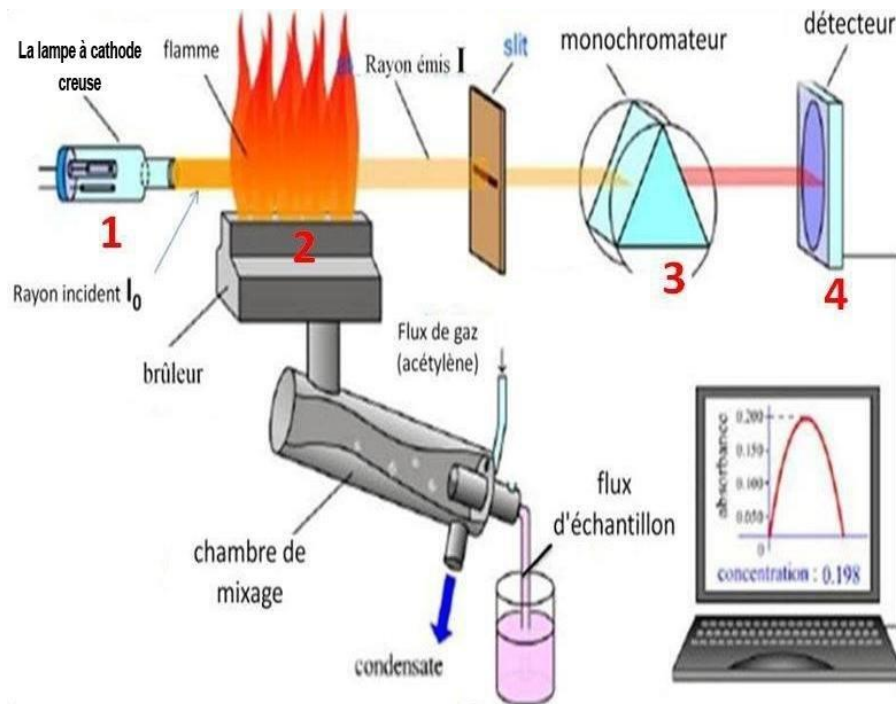


Figure III.10: Schéma d'un spectromètre d'absorption atomique.

A. Une source génératrice de photons

Le plus souvent une lampe à cathode creuse.

- **Lampe à cathode creuse**

C'est la source la plus utilisée en spectroscopie d'absorption atomique, dont le schéma est représenté à la Figure III.11. La cathode est constituée du métal de même nature que l'analyse ou sert de support à une couche de ce métal.

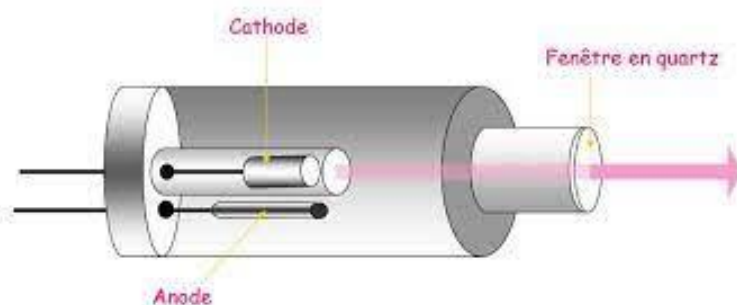


Figure III.11: Schéma d'une lampe à cathode creuse.

L'application d'une tension d'environ 300 V entre les électrodes provoque l'ionisation du gaz inerte et l'apparition d'un courant de 5 à 15 mA lié au flux des cations vers la cathode et à

celui des électrons vers l'anode. Si la tension est assez élevée, les cations gazeux bombardent la cathode avec une énergie cinétique suffisante pour arracher des atomes métalliques et produire ainsi une vapeur atomique ; ce procédé s'appelle la pulvérisation cathodique.

B. Un système d'atomisation

- **La flamme**

Elle est utilisée en spectrométrie d'absorption atomique en flamme (FAAS) pour l'analyse des échantillons en solution. L'énergie thermique doit être suffisante pour atomiser les éléments sans toutefois les exciter ou les ioniser.

La flamme est alimentée par :

- Une source de **carburant** (gaz sous pression en bouteille) dont le débit est régulé par un détendeur.
- Une source de **comburant** (oxygène en bouteille ou air comprimé à l'aide d'un compresseur dont le débit doit être stabilisé).
- Un **bruleur** (ou les gaz se mélangent et sont enflammés).

La flamme est généralement isolée de l'extérieur par une cheminée qui lui évite les fluctuations dues aux phénomènes de convection.

- **Pulvérisation**

L'élément est présent sous forme de composés chimiques dans une solution (aqueuse ou organique) à une certaine concentration c . Son introduction dans la flamme se fait par pulvérisation dans le gaz comburant, en utilisant le phénomène de Venturi (Figure III.12) : le gaz traverse un orifice étroit, à la sonde duquel il acquiert une très grande vitesse ; il en résulte en cet endroit une diminution importante de pression.

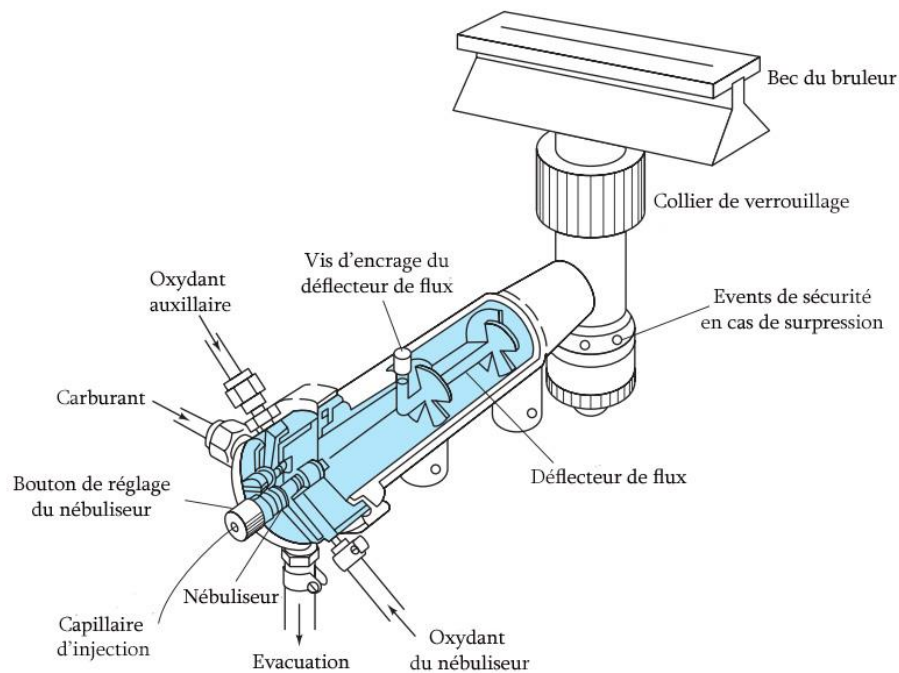


Figure III.12: Principe du nébuliseur avec le brûleur.

- **Le four en graphite**

Il est utilisé en absorption atomique électrothermique (ETAAS). Il a permis de reculer la limite de détection jusqu'à la partie par billion (ppb, part per billion) ($\mu\text{g/L}$).

Il se présente sous la forme d'un tube de graphite d'environ 50 mm de long et d'environ 9 mm de diamètre intérieur, placé de sorte que le faisceau incident se trouve dans l'axe de tube. Le tube en graphite est entouré d'une enveloppe métallique dans laquelle en fait circuler de l'eau, le tube étant séparé de son enveloppe par un espace traversé par un gaz inerte, généralement de l'argon (Figure III.13).

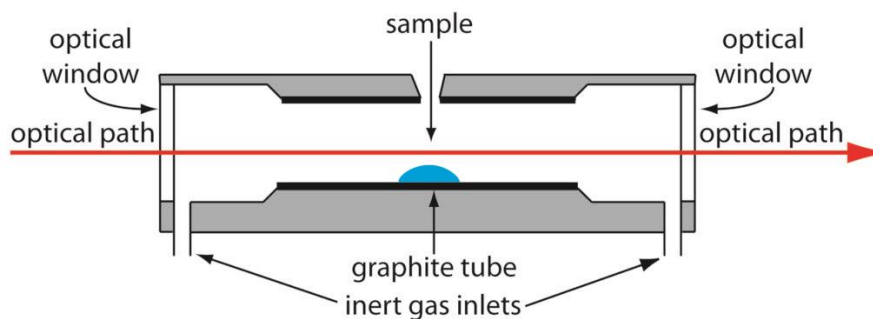


Figure III.13: Four à graphite.

C. Un monochromateur (un sélecteur de radiation)

Il est placé entre l'atomiseur et le détecteur, et il sert à éliminer toutes les raies lumineuses dont les longueurs d'onde ne correspondent pas à celle de l'élément. Il doit éliminer :

- Les raies de l'élément à doser émises par la lampe non exploitée dans le cadre de l'analyse.
- Les raies du gaz de remplissage.
- Les raies d'éventuelles impuretés.
- L'émission propre de la flamme

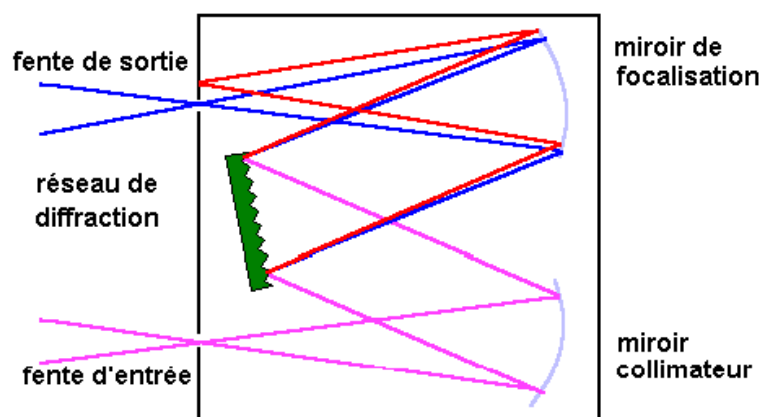


Figure III.14: Schéma de principe du monochromateur.

III.5.4.3. Méthode de la droite d'étalonnage

Pour obtenir une courbe d'étalonnage utilisable pour des dosage par absorption atomique, on effectue des mesures préliminaires en aspirant dans les flamme des échantillons de solutions contenant des concentrations connues de l'élément à doser, on mesure l'absorption de chaque solution, puis on représente graphiquement l'absorption mesurée en fonction de la concentration de la solution, si la solution étudiée ne comporte qu'un seul élément, on prépare les solutions étalons en dissolvant une quantité pesée d'un sel de cet élément à doser dans un volume connu d'eau distillée ou déminéralisée, contenu dans une fiole jaugée. En revanche, si d'autres espèces sont présentes, elles doivent également être introduites dans les solutions étalons à des concentrations voisines de celles de la solution étudiée.

La droite d'étalonnage a été tracée après avoir réglé le spectromètre et préparé des solutions étalons de plomb. Le détail de cette courbe sera traité dans le chapitre résultats et discussion.

Références bibliographiques

- [1] F. Sahmoun, M. Zarrouki, and A. L. I. A. S, “2018/2019,” 1819.
- [2] F. Rouessac, A. Rouessac, D. Cruché, C. Duverger-Arfulso, and A. Martel, “Analyse chimique : Méthodes et techniques instrumentales,” 2009,
- [3] C. Ducauze, “Chimie analytique, analyse chimique et chimiométrie – concepts, démarche et méthodes”.
- [4] D. U. Qu et al., “Université du québec à montréal mise au point d ’ une méthode d’analyse en fluorescence pour la détermination du béryllium dans L’air en milieu de travail,” 2010.



Chapitre VI
Résultats et
discussion

IV.1. Introduction

Dans cette partie nous allons exposer les résultats de traitement de l'effluent industriel de l'unité de recyclage du plomb par électrocoagulation en utilisant des anodes en aluminium et des anodes en fer. L'étude s'est faite sur des solutions prélevées sur terrain à l'entrée de la station de traitement de l'unité. Ce sont donc des eaux de process décantées (Figure IV.1).

Plusieurs paramètres ont été ciblés pour étudier leurs influences sur le procédé d'électrocoagulation. Les paramètres les plus influents dans ce procédé sont : le pH initial, l'intensité du courant, la conductivité électrique, le matériau d'électrode et la distance entre les électrodes. L'étude est divisée en trois parties :

- Une campagne d'échantillonnage étalée sur une période de quinze jours ;
- Une série d'analyse physico-chimique des échantillons prélevés ;
- Tests d'électrocoagulation ;
- Etude de l'influence de quelques paramètres influents sur le procédé d'élimination du plomb par électrocoagulation.

IV.2. Echantillonnage

Les échantillons d'eau usée ont été prélevés à la sortie des bassins de décantation des eaux de process (Figure IV.1) :



Figure IV.1: Echantillon d'eau usée.

IV.3. Analyses physico-chimiques des eaux usées prélevées

Pour réaliser en complet la série des analyses physico-chimiques des échantillons, nous avons procédé à l'étalonnage du spectromètre d'absorption atomique en suivant la procédure qui suit :

IV.3.1. Préparation des solutions étalons

IV.3.1.1. Préparation de la solution mère

La solution mère a été préparée en dissolvant une quantité appropriée de sel de plomb $Pb(NO_3)_2$ dans un litre d'eau bi distillée pour avoir une solution mère à 1000 ($mg.L^{-1}$) en plomb.

IV.3.1.2. Préparation des solutions filles

Quatre solutions filles (solutions étalons) ont été préparées par dilution de la solution mère (Tableau IV.1).

Tableau IV.1: Les solutions filles prépare.

Solution étalon	Concentration ($mg.L^{-1}$)
1	2, 5
2	5
3	10
4	20

IV.4. Droite d'étalonnage du plomb (Pb)

La droite d'étalonnage a été tracée après avoir réglé le spectromètre et déterminer l'absorbance des quatre solutions étalons.

La Figure (VI.2) représente le tracé de ces résultats qui nous ont permis de tracer la droite avec un coefficient de régression qui s'approche de l'unité (réalisé à l'aide du logiciel Originlab 2018). On remarque que cette droite passe par l'origine et donc elle est sous la forme $y = a \times x$. Cette droite est essentielle pour la suite des résultats des analyses du plomb total dans les différentes solutions.

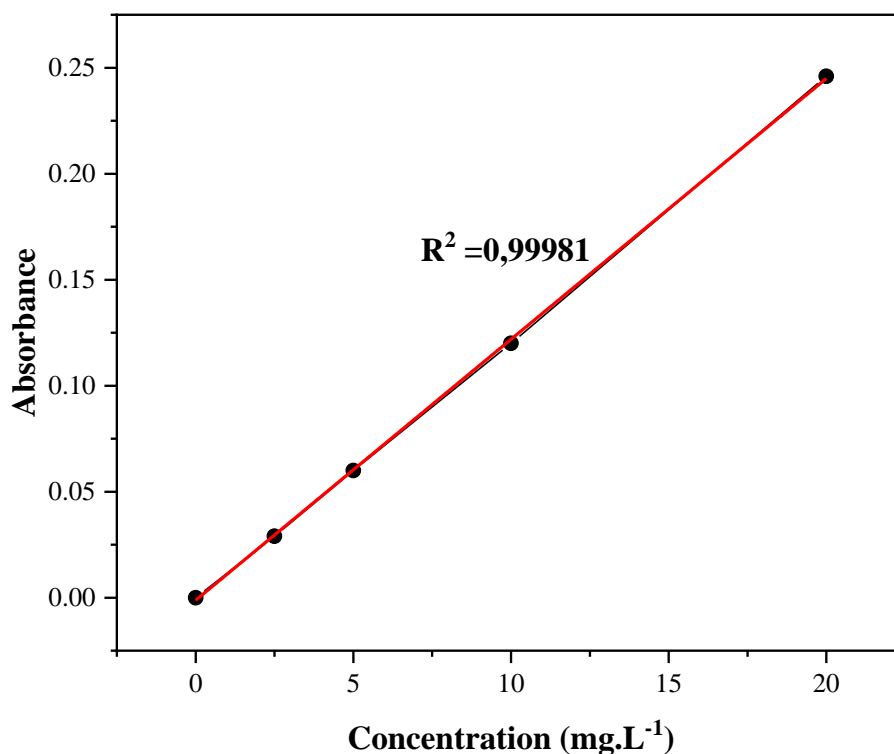


Figure IV.2: Droite d'étalonnage du plomb.

IV.5. Résultats des analyses physico-chimiques

Les résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur les différents échantillons sont représentés dans la Figure IV.3.

On peut remarquer que les échantillons prélevés ont un pH voisin de 2, la turbidité varie de 4 à 14 NTU, la conductivité électrique varie de 7 à 8 mS.cm⁻¹ et la teneur en plomb total avoisine les 6 mg.L⁻¹. On peut dire que la qualité de l'eau avant traitement n'est pas conforme à la norme algérienne en matière de rejets industriels liquides. [1]

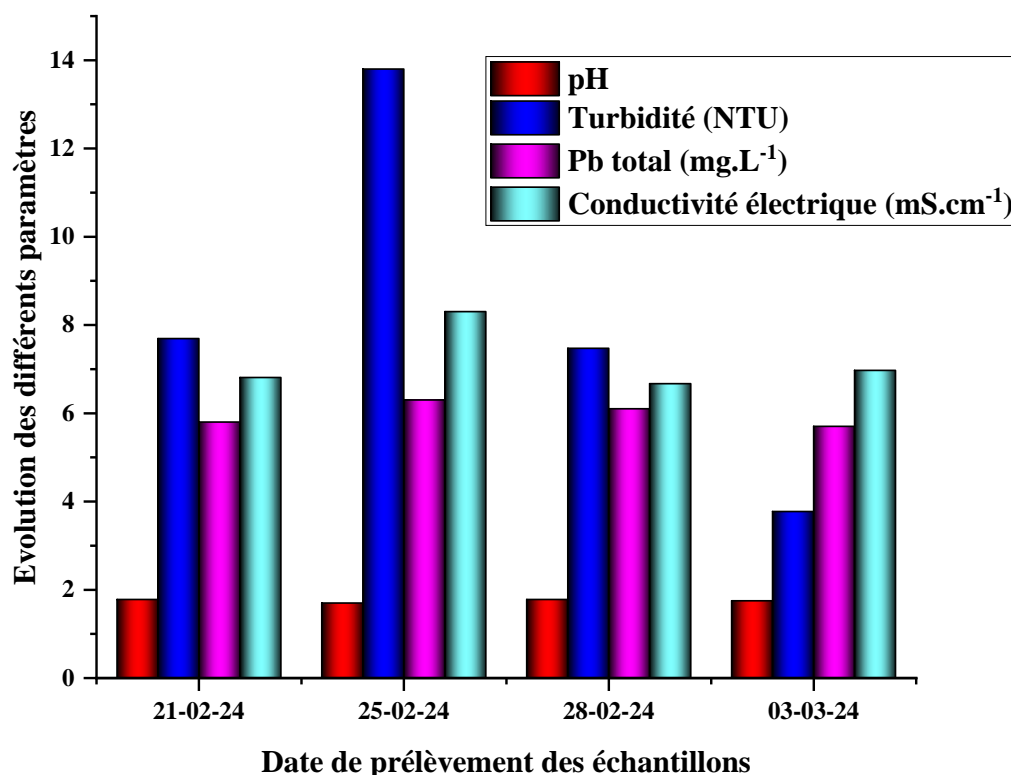


Figure IV.3: Résultats préliminaires des analyses physico-chimiques des effluents industriels.

IV.6. Tests d'électrocoagulation

Les tests d'électrocoagulation ont été réalisés à l'aide du système représenté sur la Figure IV.4, constitué d'une source de courant continu ; réacteur circulaire de 500 ml (12 cm de diamètre, 10 cm de hauteur et distance interne entre électrodes de 4 cm) ; des électrodes d'aluminium et des électrodes de fer (dimensions 10,5 x 0,3 x 12,0 cm) ; et un agitateur magnétique. L'effluent contenu dans le réacteur a été maintenu sous agitation pour homogénéisation, favorisant l'action du coagulant formé et une plus grande production de flocons.

Le pH des échantillons collectés a été ajusté en utilisant Ca(OH)_2 (1 mole.L⁻¹) ou H_2SO_4 (1 mole .L⁻¹) si nécessaire. La distance entre les électrodes a été variée en utilisant un système coulissant et gradué (Figure IV.18).

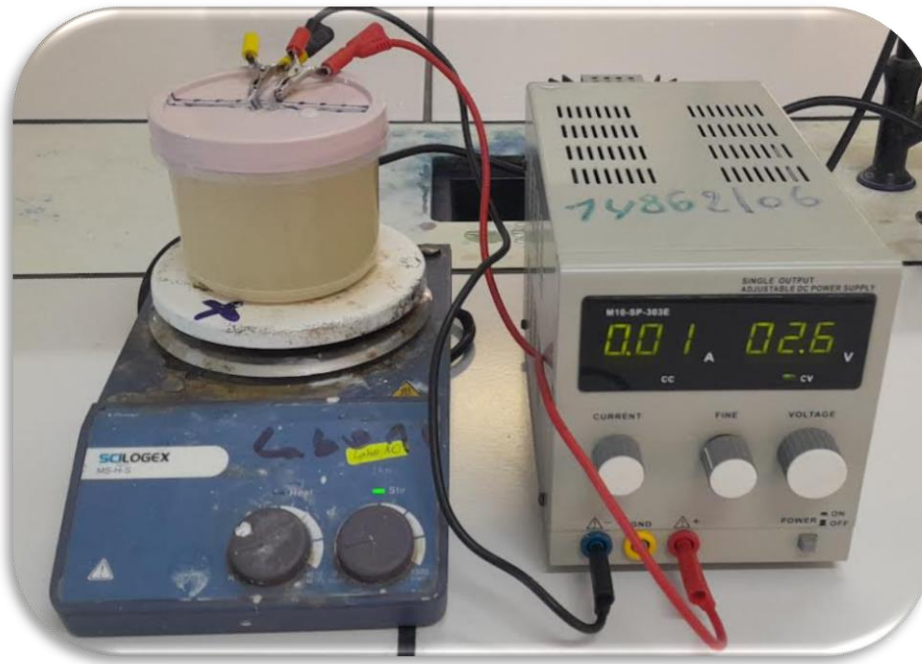


Figure IV.4: Système d'électrocoagulation utilisé.

- Les résultats des premiers tests sont représentés dans la Figure IV.5 :

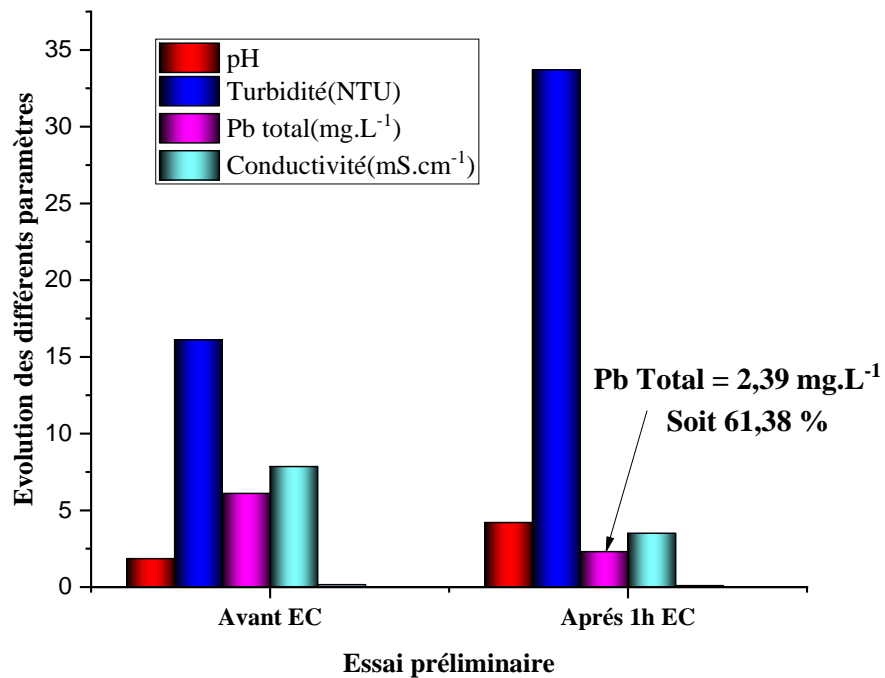


Figure IV.5: Résultats de l'essai préliminaire après une heure d'électrocoagulation.

Ce premier test nous permet de constater ce qui suit :

- Le pH augmente après une heure d'électrocoagulation et ceci est probablement dû à la formation des oxydes d'aluminium. [2-4]
- La turbidité augmente du fait de la formation des flocons d'hydroxydes d'aluminium. [5-7]
- La conductivité diminue.
- Le taux d'élimination du plomb total est 61,38 %, correspondant à une teneur en plomb total de 2,39 mg.L⁻¹, donc on arrive pas à atteindre la valeur fixée par la norme algérienne en matière de rejets industriels liquides à savoir 0,5 mg.L⁻¹.

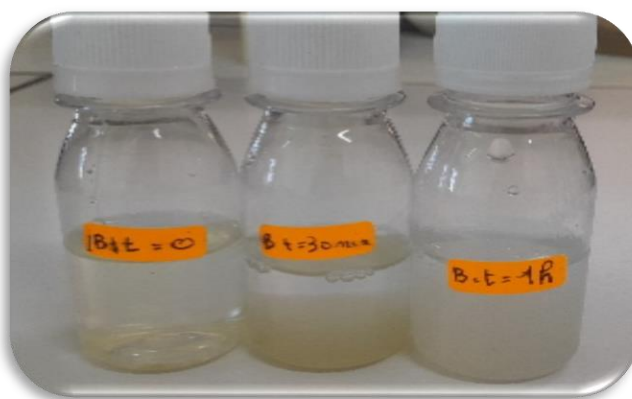


Figure IV.6: Aspect des échantillons après électrocoagulation

IV.7. Etude de l'effet de quelques paramètres sur l'élimination du plomb

IV.7.1. Effet du pH sur le processus d'élimination du plomb

IV.7.1.1. Electrodes d'aluminium

Le pH est connu pour jouer un rôle clé dans les performances du procédé d'électrocoagulation [8]. Pour étudier cet effet dans ce travail, plusieurs expériences ont été réalisées sur des échantillons prélevés sur le site industriel.

Dans le deuxième test nous avons augmenté le pH et les résultats sont les suivants :

Pour étudier l'effet du pH initial sur la cinétique d'élimination du plomb, nous avons effectué une série d'essais avec des valeurs de pH initial allant de 4,15 à 8,59 en gardant constants les autres paramètres tels que la densité de courant, la distance entre les électrodes et la température. Les résultats sont présentés sur la Figure IV.7. A la lecture de cette figure, les résultats obtenus montrent que le pH a une influence non négligeable sur la cinétique d'élimination du plomb. En effet, le processus d'électrocoagulation du plomb est plus

significatif à pH=8,59 avec une cinétique très rapide comparée à celles obtenues pour les autres pHs.

Lors de l'ajustement des valeurs de pH initiales de l'effluent brut (pH 4,15 à 8,50), des solutions 1M de H_2SO_4 et $Ca(OH)_2$ ont été utilisées.

D'après ces résultats on constate qu'à pH 8,59 et après 21 minutes d'électrocoagulation, on arrive à réduire la teneur en plomb total à moins de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ et de cette manière la norme algérienne en matière de rejets liquides industriels est respectée [1].

Pour ce qui est du pH 6,015, il a fallu 30 minutes pour arriver à réduire le plomb à $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$.

A pH 4,15, Il a fallu une heure d'électrocoagulation pour arriver à une teneur totale en plomb à $1,18 \text{ mg.L}^{-1}$ ce qui est loin de la norme prescrite en matière de rejet.

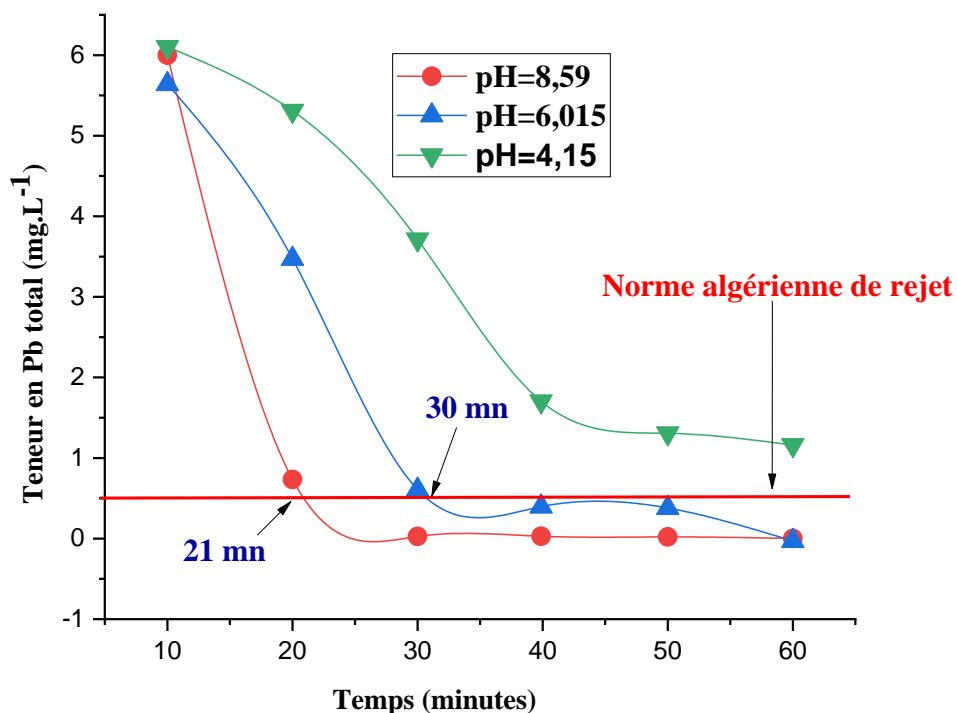


Figure IV.7: Variation de la teneur en plomb total en fonction du temps à différents pH.

Durant le procédé d'électrocoagulation, nous avons remarqué une prédominance de flottation des floes formés lors du traitement EC ce qui est conforme aux travaux déjà effectués [3-7]. Dans ce procédé, l'effluent traité était incolore, les floes formés étaient blanchâtres, petits et compacts. Une fois le processus de mélange arrêté, la stabilité des floes flottant à la surface a été observée (Figure IV.8).

Ces résultats montrent que l'EC a atteint l'efficacité maximale d'élimination du plomb total.

Nos résultats montrent clairement qu'une augmentation du pH de 4,15 à 8,59 entraîne une augmentation de l'efficacité de l'élimination du plomb total de 50 % à 100 % après 21 minutes de traitement. La faible efficacité d'élimination à des pH fortement acides est due au comportement amphotère (à pH acide) qui conduit à des cations solubles et à des anions monomères (à pH alcalin).

En outre, à un pH élevé, davantage de boues ont été produites, ce qui affectera la performance de l'élimination du plomb total [8-10]. [12]. On peut voir que le pH final pour toutes les expériences était plus élevé que le pH initial, mais pour le pH 8, le pH final était plus bas que le pH initial. Cela est dû au fait que l'augmentation de la valeur du pH entraîne une production plus importante de boues. Dans notre étude, la plus grande efficacité d'élimination du plomb total a été obtenue à un pH de 8,59.

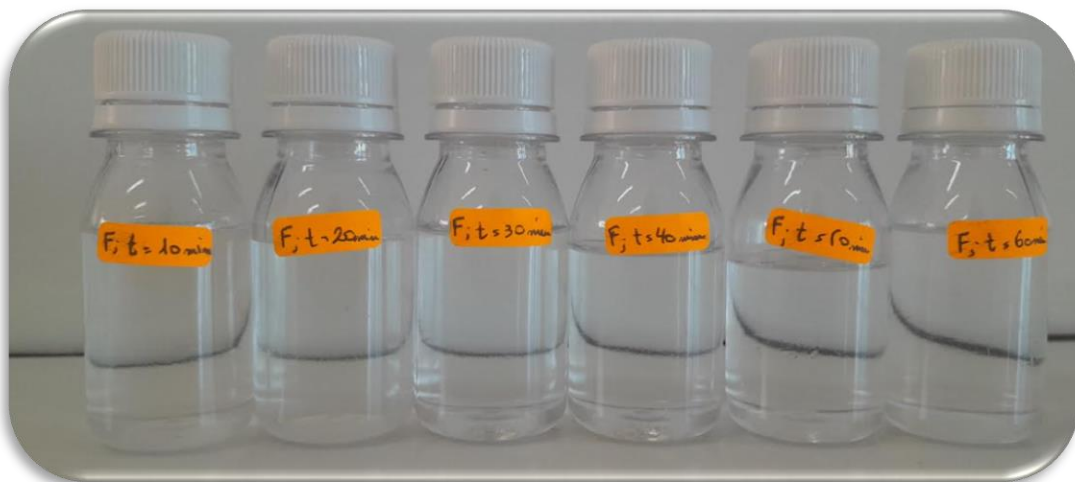


Figure IV.8: Aspects des solutions traitées après filtration.

IV.7.2. Effet de la densité de courant sur le processus d'élimination du plomb

La densité de courant de fonctionnement est critique dans l'électrocoagulation car c'est le seul paramètre opérationnel qui peut être contrôlé directement [3]. L'alimentation en courant du système d'électrocoagulation détermine la quantité d'ions Al^{3+} et Fe^{2+} libérés par l'anode et ajuste le taux et la taille de la production de bulles. En conséquence, cela affectera la croissance des floes qui, à leur tour, influenceront l'efficacité du traitement de l'électrocoagulation [13] [15].

De plus, cela influencera fortement le mélange de la solution et le transfert de masse au niveau des électrodes. Ainsi, ce paramètre devrait avoir un impact significatif sur l'efficacité de l'élimination du plomb. Pour étudier l'effet de la densité de courant sur l'élimination du plomb, une série d'expériences ont été menées avec des solutions contenant une concentration de solution constante, la densité de courant varie de : $J= 11,9$ à $47,6 \text{ A.m}^{-2}$. Le pH de la solution et la distance entre les électrodes ont été maintenus constants dans les expériences. Il a été constaté que le taux de dissolution de l'électrode d'Al et de Fe augmentait avec l'augmentation de la densité de courant [6]. Par conséquent, l'élimination du plomb s'est avérée augmentée avec l'augmentation de la densité de courant, car davantage de Al^{3+} et de Fe^{2+} passera dans la solution à une densité de courant plus élevée et par conséquent, le taux de formation de $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ou de $\text{Al}(\text{OH})_3$ augmente [16].

La densité du courant est responsable de la vitesse des réactions qui se déroulent au niveau des électrodes [17]. Lors de l'étude de ce paramètre, nous avons effectué une série d'essais en appliquant les densités de courant suivantes : $J= 11,9 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 23,8 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 35,7 \text{ A.m}^{-2}$ et $J= 47,6 \text{ A.m}^{-2}$. Les autres paramètres ont été maintenues constants. Les résultats obtenus sont présentés dans la Figure IV.9. On remarque que pour une densité de courant appliquée de $11,9 \text{ A.m}^{-2}$, l'élimination du plomb est faible, alors que pour les autres densités de courant ($35,7$ et $47,6 \text{ A.m}^{-2}$, elle est importante.

Etant donné que la quantité du coagulant est proportionnelle à la densité du courant appliqué selon la loi de Faraday, cela peut être expliqué par le fait que la quantité d'espèces coagulantes produites est insuffisante pour l'adsorption de polluant présents.

À une densité de courant élevée, le degré de dissolution anodique de l'aluminium ou de fer augmente, ce qui entraîne une plus grande quantité de précipité et une plus grande élimination de plomb. Il convient de noter qu'une augmentation de la densité de courant de $11,9$ à $47,6 \text{ A.m}^{-2}$ a entraîné une augmentation de l'efficacité d'élimination de plomb total de 100 %.

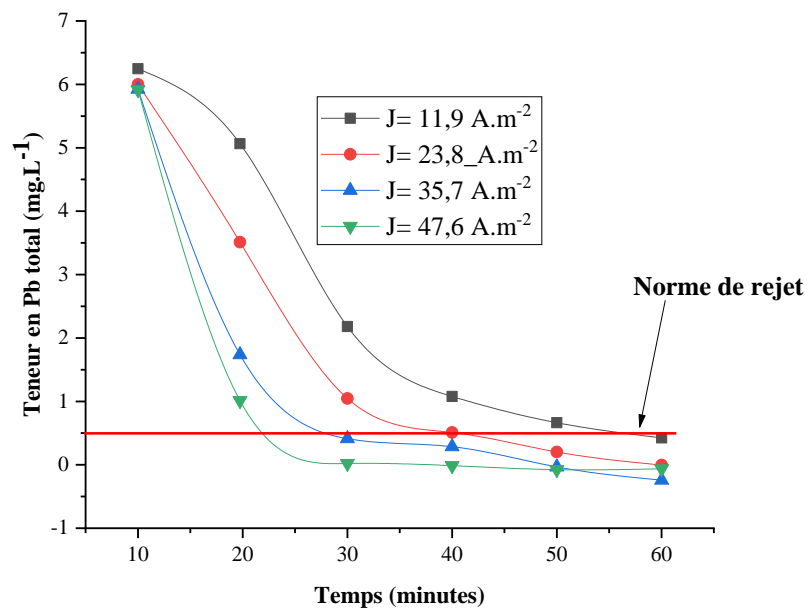


Figure IV.9: Variation de la teneur en plomb total en fonction du temps à différentes densités de courant d'électrocoagulation.

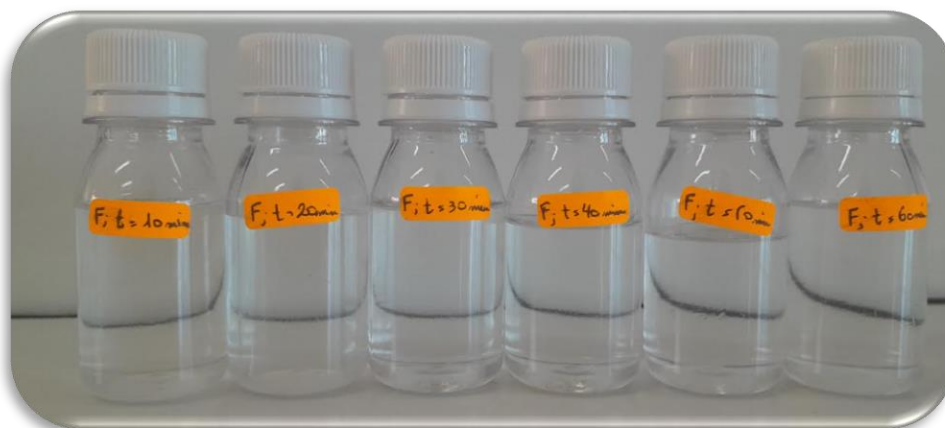


Figure IV.10: Aspects des solutions traitées après filtration.

Selon les Figures IV.11 et IV.12 relatives à la variation de la turbidité et du pH, on peut dire que la densité du courant d'électrocoagulation a un impact significatif sur le processus EC car elle régule la formation d'électrocoagulants en fonction de la dissolution anodique basée sur la loi de Faraday [9]. C'est le paramètre principal de performance de toutes les méthodes électrochimiques, qui est le paramètre le plus efficace pour contrôler la vitesse de réaction dans la cellule électrochimique. Par conséquent, l'efficacité d'élimination du plomb augmente lorsque la densité du courant augmente [18], [20], [22].

La variable de fonctionnement du temps de réaction affecte extrêmement la quantité d'Aluminium ou de fer libérée par les électrodes concentriques, qui réagissent avec les ions OH^- pour former les électrocoagulants qui déterminent l'efficacité d'élimination du plomb [24] , [25] , [26].

La densité du courant est considérée donc comme un paramètre clé dans l'électrocoagulation. La densité du courant imposé pendant le traitement joue un rôle déterminant pour la cinétique d'abattement du polluant et le temps du traitement. Il est responsable de la vitesse des réactions qui se déroulent au niveau des électrodes [27].

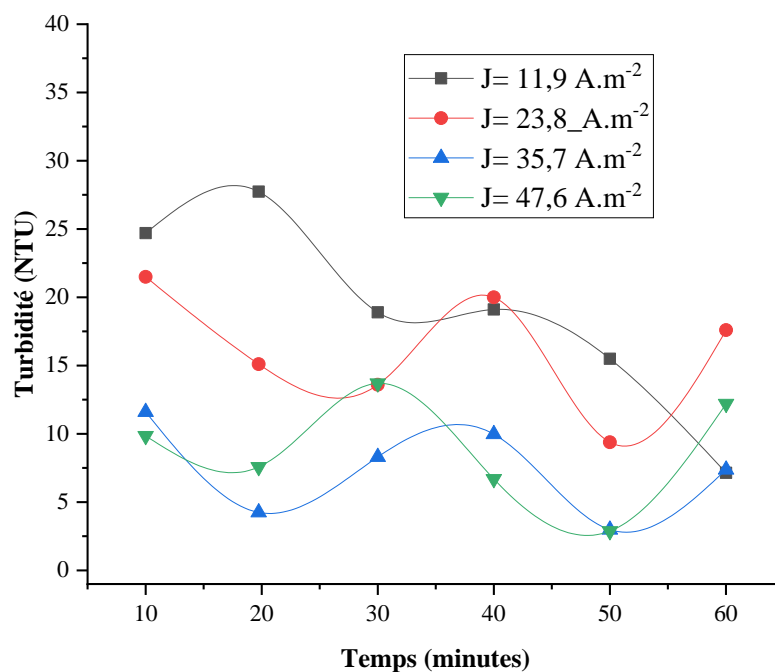


Figure IV.11: Variation de la turbidité en fonction du temps à différentes densités du courant d'électrocoagulation.

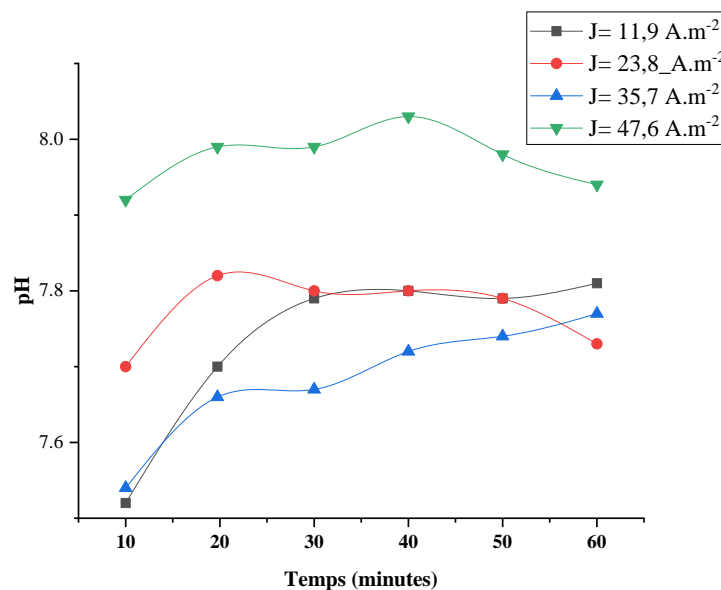


Figure IV.12: Variation du pH en fonction du temps à différentes densités du courant d'électrocoagulation.

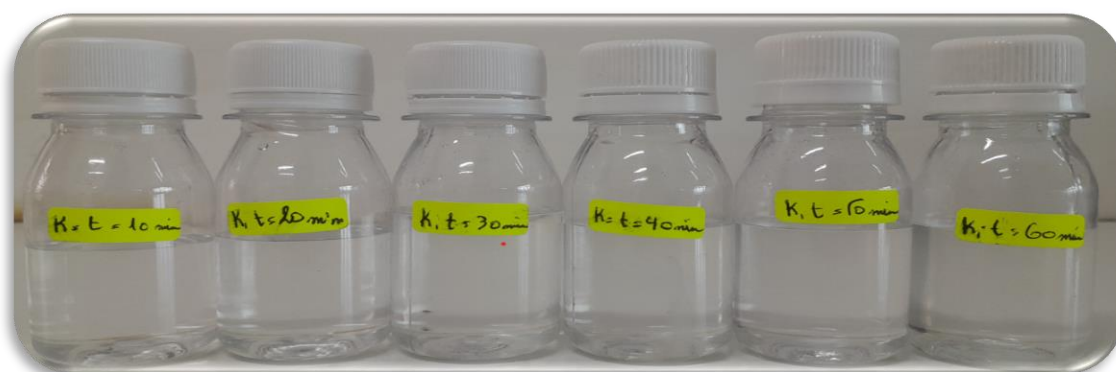


Figure IV.13: Aspects des différentes solutions traitées à différentes densités de courant après filtration.

IV.7.3. Effet de la conductivité électrique sur le processus d'élimination du plomb

IV.7.3.1. Electrodes d'aluminium

La conductivité indique la capacité de l'eau à transporter le courant électrique ; sa valeur étant d'autant plus élevée que la teneur en ions de l'eau est forte [28]. Si elle est trop faible, la résistance au passage de courant est forte, la consommation énergétique est très importante et sa température peut alors fortement augmenter. Pour ces différentes raisons, le chlorure de sodium est souvent ajouté. Le problème de la conductivité constitue un inconvénient majeur au

fonctionnement d'un procédé d'EC [29]. Le choix du sulfate de sodium découle du fait que le milieu est sulfate en raison de la présence de l'acide sulfurique des batteries usagées.

L'augmentation de la conductivité, par l'ajout de cet électrolyte support, est connue pour réduire la tension de la cellule (U) à courant constant en raison de la diminution de la résistance ohmique de la solution [30]

L'évolution temporelle de la teneur en plomb total à différentes conductivités est présentée dans la Figure IV.14.

On constate que la cinétique de disparition du plomb est plus importante à la conductivité de $158,24 \text{ mS.cm}^{-1}$. Le temps nécessaire pour arriver à réduire le plomb total à $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ est de 21 minutes par contre il est de 30 minutes pour la conductivité de 124 mS.cm^{-1} et pour la conductivité de $4,24 \text{ mS.cm}^{-1}$, on arrive à atteindre seulement la teneur finale en plomb total de $1,18 \text{ mg.L}^{-1}$.

Lors de l'examen de l'effet de la conductivité électrique sur l'élimination du plomb, des quantités de Na_2SO_4 , ont été ajoutées aux différentes solutions.

Durant les premières minutes du démarrage de l'électrocoagulation, deux phénomènes sont observés à l'anode [31]. Le premier est la formation d'une bande transparente à l'interface anode / solution. Le second est la concentration de petits flocs blancs pour le cas des électrodes d'aluminium et des flocs bruns pour le cas des électrodes de fer. Et forment une zone transparente Selon la littérature [32], la zone est appelée couche limite, dont l'épaisseur est presque identique dans toute l'anode. Cette couche disparaît à quelques centimètres de la surface libre où l'on observe la formation de mousse disparaît à quelques centimètres de la surface libre où l'on observe la formation de mousse (Figure IV.17).

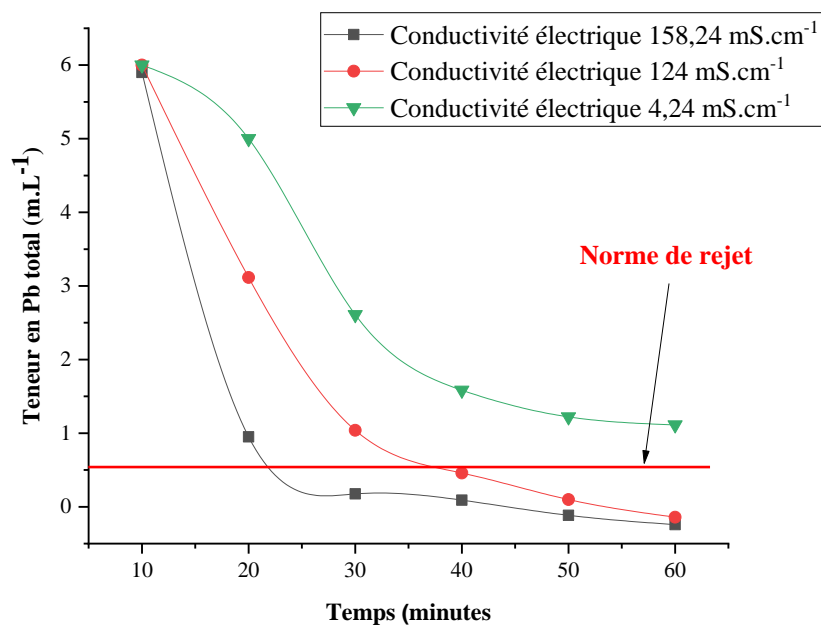


Figure IV.14: Effet de l'électrolyte support sur l'élimination du plomb total en fonction du temps.

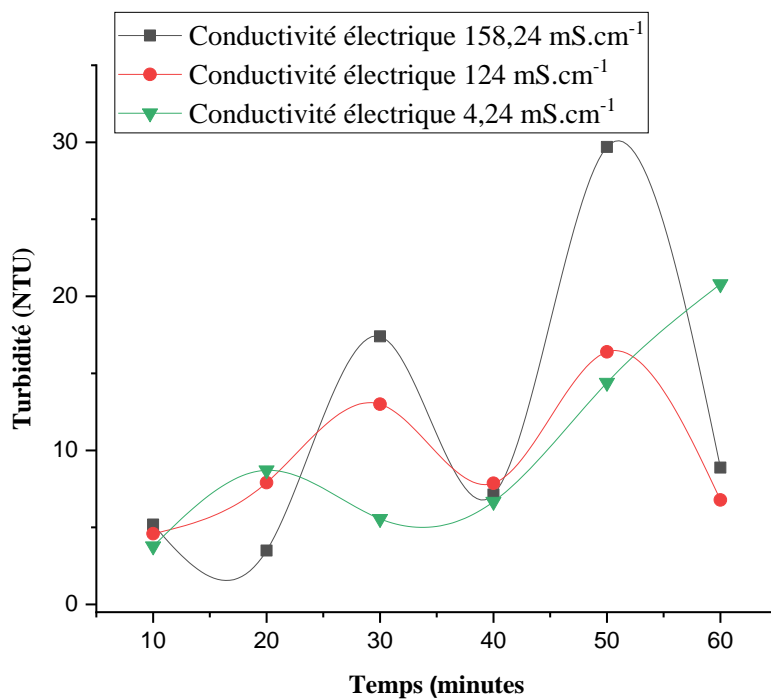


Figure IV.15: Effet de l'électrolyte support sur la turbidité des solutions en fonction du temps.

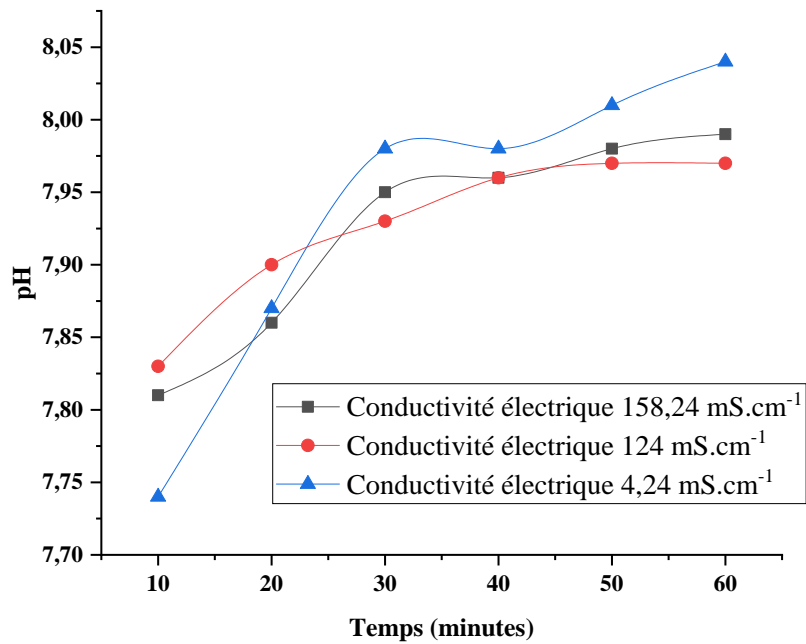


Figure IV.16: Effet de l'électrolyte support sur le pH des solutions en fonction du temps.

Selon les résultats de la courbe IV.16, on constate que le pH augmente du fait de la formation des différents hydroxydes d'aluminium et de fer suite à la libération des ions OH^- au niveau de la cathode.

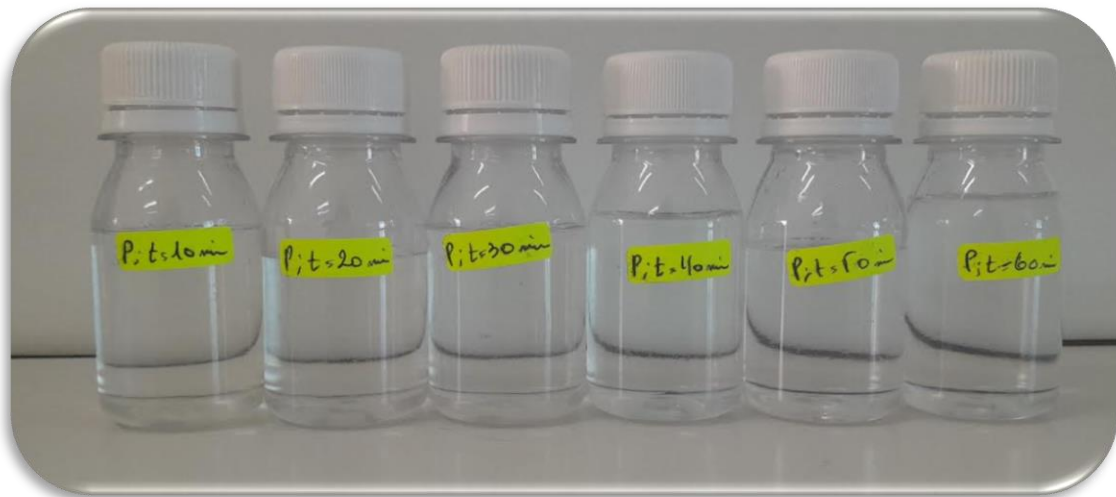


Figure IV.17: Aspect des solutions après filtration.

Pour ce qui de la turbidité, le mouvement ascendant des bulles produites au niveau des électrodes entraîne les floccs vers la surface libre du réacteur, ce qui réduit la turbidité de la suspension et permet la séparation solide-liquide surface libre du réacteur, ce qui réduit la

turbidité de la suspension et rend possible la séparation solide-liquide, comme le montre la Figure IV.15. Il y a également des floccs qui restent en suspension dans le réacteur et une très petite quantité de floccs décantés dans le réacteur.

Il est le résultat de plusieurs réactions se produisant dans la solution : réaction d'hydrolyse de l' Al^{3+} , et formation des ions OH^- à la cathode. Ceci est probablement dû à la formation importante d'ions OH^- à la cathode suite à une dissolution chimique de la cathode [33].

IV.7.4. Effet de la distance entre les électrodes sur le processus d'élimination du plomb

La distance entre les électrodes a un impact sur le taux de transfert d'électrons entre l'anode et la cathode, où se produisent les processus de réduction et d'oxydation. La diminution de l'efficacité s'est produite lorsque la distance entre les électrodes a été augmentée, ce qui a provoqué une résistance au courant, ce qui entraîne une diminution de la conductivité.

Selon la courbe présentée dans la Figure IV.19, on peut constater que la réduction la plus significative de la teneur en plomb a été la plus importante pour la variable de distance de 1 cm, soit une teneur en plomb qui est en dessous de la norme algérienne de rejets liquides.

Le système utilisé pour faire varier la distance entre les électrodes est présenté sur la Figure IV.18.

La résistance au transfert de masse devient plus importante, et la cinétique du transfert de charge est ralentie [34].

Les résultats ont également montré que l'augmentation de la distance entre les électrodes diminue l'efficacité de l'élimination du plomb. Ceci est dû au taux d'agrégation des particules et d'adsorption des d'agrégation des particules et d'adsorption du plomb total devient plus faible. La Figure IV.19 montre clairement que l'efficacité d'élimination du plomb total augmente à une distance d'électrode de 1 et 2 cm et diminue ensuite avec l'augmentation de la distance inter-électrode.

Le pourcentage optimal d'élimination du plomb total ainsi que le coût du traitement ont été atteints pour une distance entre les électrodes de 1,0 cm. Par conséquent, il est avantageux de choisir une distance optimale de 1,0 cm entre les petites électrodes optimale de 1,0 cm pour minimiser la consommation d'énergie et augmenter l'efficacité de l'élimination du plomb total.

La résistance au transfert de masse devient plus importante, et la cinétique du transfert de charge est ralentie [34].

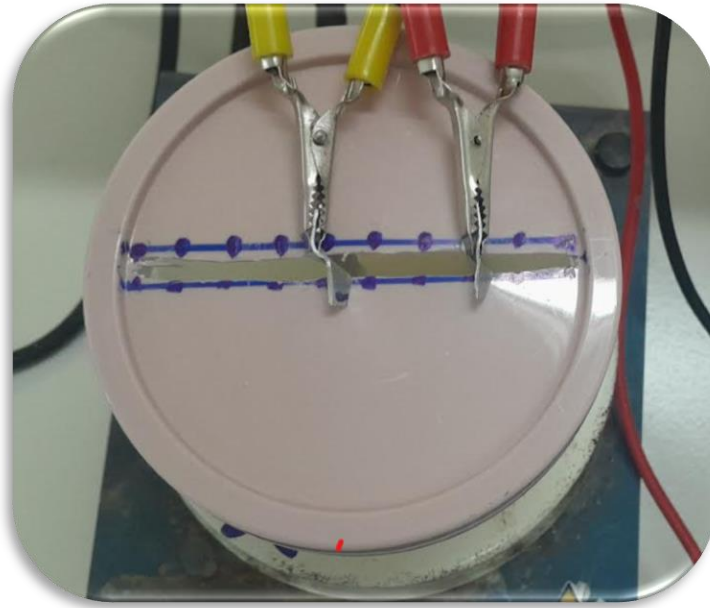


Figure IV.18: Système utilisé pour faire varier la distance entre les électrodes.

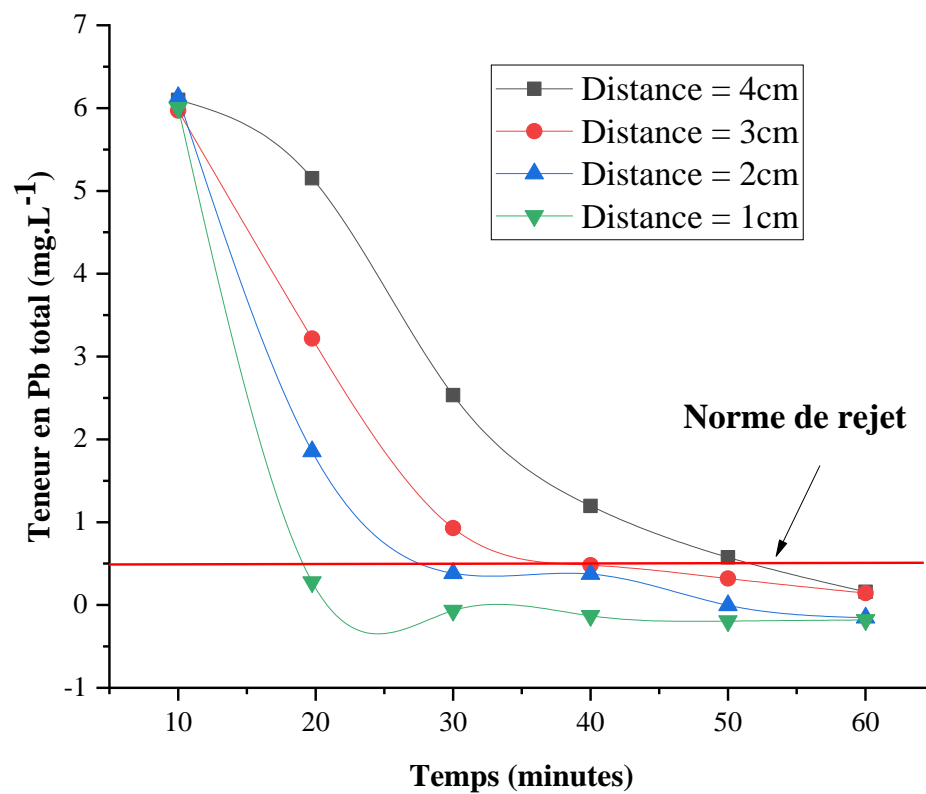


Figure IV.19: Evolution de la teneur en Pb total en fonction du temps d'électrocoagulation à différentes distances inter électrodes.

En revanche, le résultat de réduction le plus faible de plomb a été obtenu avec une distance de 4 cm, 2,51 mg.L⁻¹ et une teneur de 0,92 mg.L⁻¹ pour une distance de 3 cm.

Le meilleur résultat a été obtenu avec une distance de 1cm soit une teneur en plomb total presque nulle et pour une distance de 2 cm une teneur en plomb total de 0,40 mg.L⁻¹.

D'après la réaction électrochimique de l'aluminium et de fer comme anode et cathode, il y a production de gaz, de mousse et de floc d'Al(OH)₃ et de Fe(OH)₃,

En outre, le floc formé piègerait électriquement le plomb contre le plomb métal contenu dans les déchets, de sorte que le floc tend à se déposer et fait varier la turbidité de la solution (Figure IV.20) [35], [36].

Sur la Figure IV.21 on peut dire que les variations ou les fluctuations de la conductivité de la solution peut être attribué à une augmentation du courant électrique associée à une diminution de la distance inter-électrodes (distance entre chaque anode et la cathode), ce qui entraîne des collisions plus élevées d'ions qui améliorent la coagulation. En fait, une diminution de l'espace entre l'anode et la cathode conduit à une faible résistance au sein de l'électrolyte, ce qui à son tour augmente la dissolution des anodes [37-39]. Par conséquent, davantage d'espèces Al et Fe ont été libérées, ce qui entraîne une plus grande élimination du plomb dans la solution. Dans le même temps, en diminuant la distance entre la cathode et l'anode, la flottation est améliorée car les bulles sont piégées dans un espace plus étroit entre les électrodes correspondantes, augmentant ainsi la densité des bulles dans la distance inter-électrodes.

Pour étudier l'effet de la distance inter électrodes, nous avons fait varier la distance de 1 à 4 cm en maintenant constants les autres paramètres (pH, densité du courant et conductivité) [40].

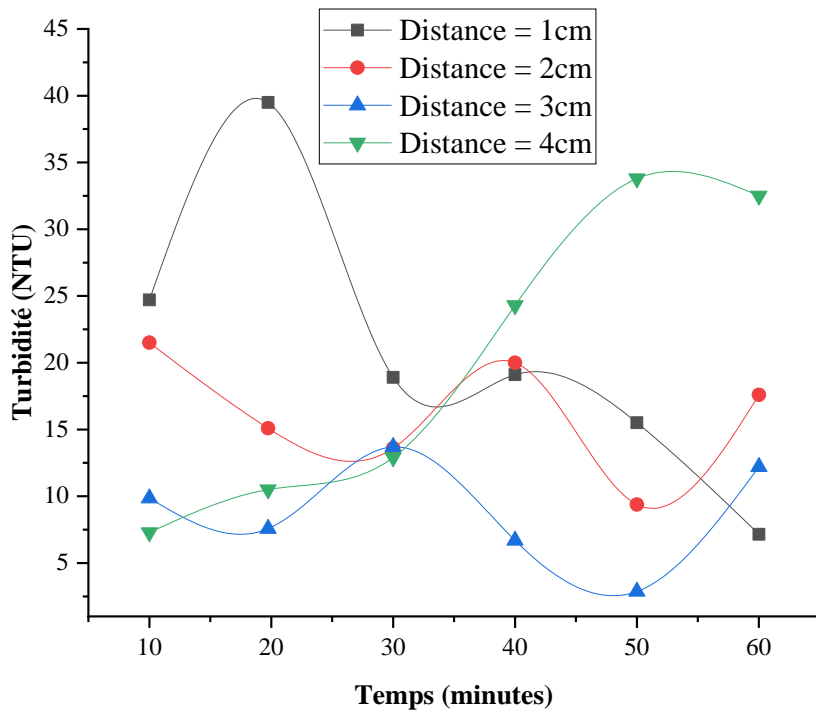


Figure IV.20: Evolution de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation à différentes distances inter électrodes.

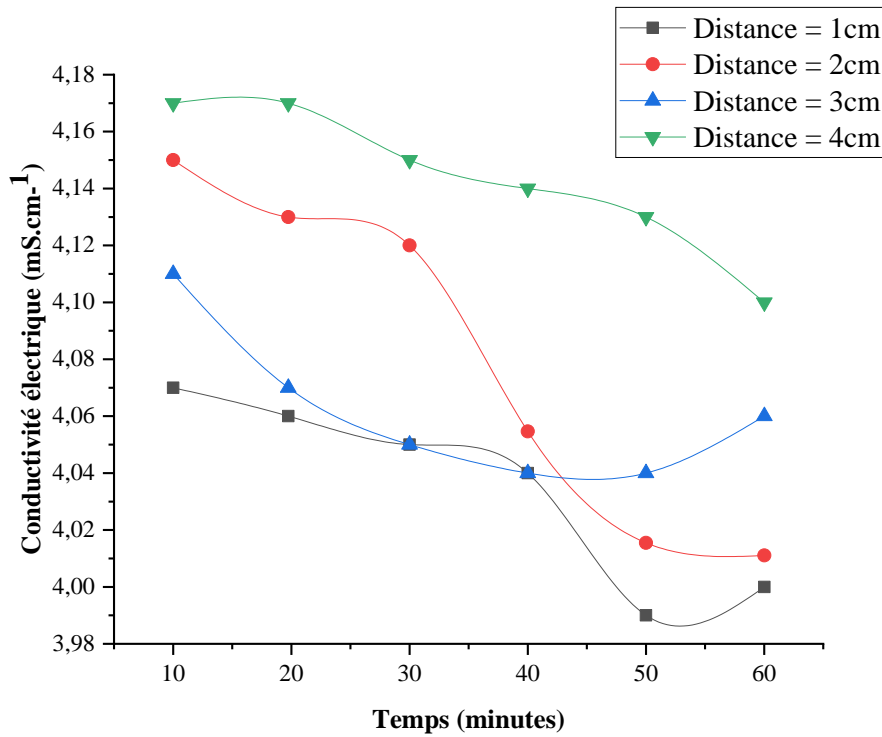


Figure IV.21: Evolution de la conductivité électrique en fonction du temps d'électrocoagulation à différentes distances inter électrodes.



Figure IV.22: Aspect des différentes solutions en fonction du temps après filtration.

IV.7.5 Effet de la nature du matériau d'électrode sur l'élimination du plomb

La nature du matériau des électrodes utilisées a des impacts sensibles sur la performance du réacteur d'électrocoagulation. Le matériau d'anode détermine le cation introduit dans la solution. Le choix du matériau des électrodes est donc très important. L'aluminium et le fer sont les deux matériaux les plus utilisés dans le procédé de coagulation électrochimique à cause de leurs valences plus élevées et leurs coûts relativement faibles.

Les résultats comparatifs de l'efficacité des deux électrodes sont présentés dans la Figure IV.23. On constate que l'électrode de fer est plus performante que celle de l'aluminium, et ces résultats étaient visibles lors des différents tests d'électrocoagulation durant lesquels nous avons constaté une production de flocons plus importante pour l'électrode de fer et les solutions étaient plus troubles.

A partir des données expérimentales nous avons estimé les masses dissoutes durant le procédé d'électrocoagulation pour les deux types d'électrodes. Dans la gamme des densités de courant utilisées à savoir $J= 11,9 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 23,8 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 35,7 \text{ A.m}^{-2}$ et $J= 47,6 \text{ A.m}^{-2}$.

Les résultats sont présentés dans la Figure IV.24

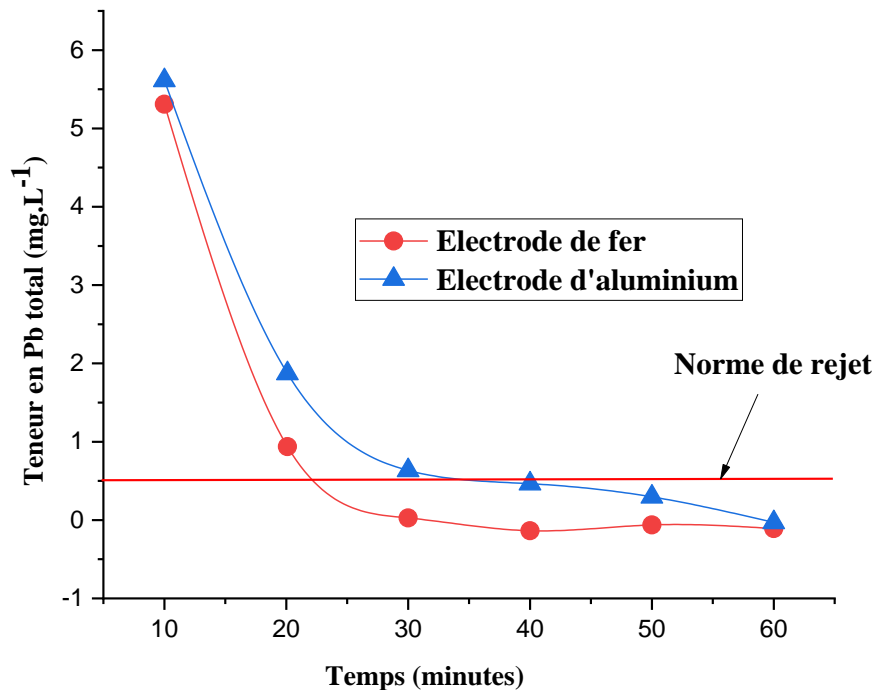


Figure IV.23: Evolution de la teneur en plomb total en fonction du temps pour les deux électrodes (Aluminium et fer).

D'après les résultats de la Figure IV.23, l'efficacité d'élimination du plomb total en fonction de la nature des électrodes a montré que l'électrode de fer est plus performante que celle de l'aluminium.

Les études comparatives dans la littérature ont montré que l'efficacité de chaque type d'électrode dépend de la composition de l'effluent traité [40]. Le fer est démontré plus efficace que l'aluminium pour l'enlèvement du plomb [28], [39]. En outre l'aluminium est plus cher que le fer. Par conséquent, dans les expériences ultérieures, le fer (comme électrodes anode et cathode) a été employé. Comme l'électrocoagulation est une technique qui dépend de la dissolution électrique du matériau de l'anode, il est donc important d'estimer la quantité de fer dissous électriquement. La masse du fer dissous est calculée d'après la loi de Faraday :

$$m = \frac{I.t.M}{n.F}$$

m : la masse du fer dissous à l'anode (g),

I : l'intensité du courant (A),

t : le temps (s),

M : la masse molaire du fer, $M= 55,85$ (g. mole⁻¹),

n : le nombre d'électrons dans la réaction d'oxydo-réduction ($n=2$),

F : la constante de Faraday, 96485 (C. mole⁻¹).

La Figure IV.24 présente l'évolution de la masse dissoute en fonction du temps pour les deux types d'électrodes. Les masses de fer dissoutes sont trois fois plus importantes que celle de l'aluminium. D'après l'étude que nous avons réalisée et qui a montré que l'électrode de fer est très performante en matière d'élimination du plomb total dans les effluents industriels et sachant que le fer coûte moins cher que l'aluminium, Il est très rentable techniquement et économiquement de travailler avec un réacteur à électrodes en fer.

Les effluents électrocoagulés passeront ensuite dans un filtre presse qui existe déjà dans l'unité de recyclage du plomb et les boues récupérées seront recyclées dans le four de fusion pour récupérer le plomb.

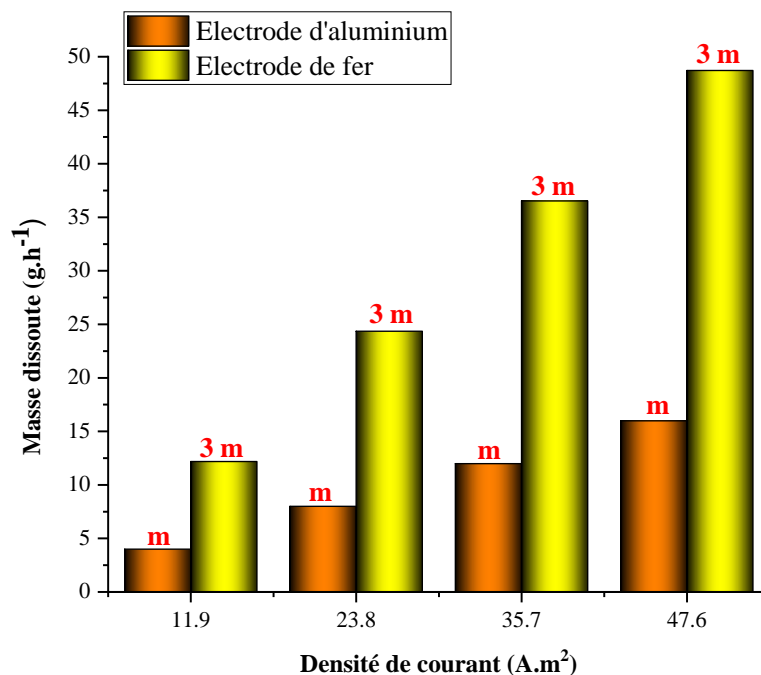


Figure IV.24: Evolution de la masse d'électrode dissoute en fonction du temps.

Références bibliographiques

- [1] Journal officiel de la république algérienne n° 26 du 24 Rabie El Aouel 1427 23 avril 2006.
- [2] M. Bennajah, "Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift," *Thèse*, pp. 1–204, 2007,
- [3] P. Gao, X. Chen, F. Shen, and G. Chen, "Removal of chromium(VI) from wastewater by combined electrocoagulation- electroflotation without a filter," *Sep. Purif. Technol.*, vol. 43, no. 2, pp. 117–123, 2005.
- [4] W. J. Lee and S. Il Pyun, "Effects of hydroxide ion addition on anodic dissolution of pure aluminum in chloride ion-containing solution," *Electrochim. Acta*, vol. 44, no. 23, pp. 4041–4049, 1999,
- [5] M. Y. A. Mollah *et al.*, "Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes," *J. Hazard. Mater.*, vol. 109, no. 1–3, pp. 165–171, 2004.
- [6] N. Daneshvar, A. Oladegaragoze, and N. Djafarzadeh, "Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters," *J. Hazard. Mater.*, vol. 129, no. 1–3, pp. 116–122, 2006.
- [7] A. Lieber, "CT Review," *Radiology*, vol. 180, no. 1, pp. 114–114, 1991.
- [8] F. Bouamra, N. Drouiche, D. S. Ahmed, and H. Lounici, "Treatment of water loaded with orthophosphate by electrocoagulation," *Procedia Eng.*, vol. 33, pp. 155–162, 2012.
- [9] O. T. Can, M. Kobya, E. Demirbas, and M. Bayramoglu, "Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation," *Chemosphere*, vol. 62, no. 2, pp. 181–187, 2006.
- [10] M. Pourbaix, H. Zhang, and A. Pourbaix, "Presentation of an Atlas of chemical and electrochemical equilibria in the presence of a gaseous phase," *Mater. Sci. Forum*, vol. 251–254, pp. 143–148, 1997.
- [11] A. Etorki, El-Rais M, Mahabbis Mand Mohamed M. *American Journal of Analytical Chemistry* 5 225-234. 2014.
- [12] S. Vasudevan, Lakshmi J and Sozhan G *Environmental of Science and Pollution Research* 19 2734-2744. 2012
- [13] J. Patterson 1985 *Industrial wastewater treatment technology* (Butterworth Publishers: United States).
- [14] A. Güney, Arslankaya E and Tosun İ 2007 *Journal of Hazardous Materials* 146 362-37.
- [15] A. Balaria and Schiewer S 2008 *Separation and Purification Technology* 63 577-581.

Références bibliographiques

- [16] S. Bhattacharjee, Chakrabarty S, Maity S, Kar S, Thakur P, Bhattacharyya G. Water Research 37 3954-3966 [10] Escobar C, Soto-Salazar C and Inés T 2006 Journal of Environmental Management 81 384-391. 2003.
- [17] Y. Liu, Yan J, Yuan D, Li Q and Wu X 2013 Chemical Engineering Journal 218 81-88
- [18] K.Rajeshwar, Ibanez J and Swain G 1994 Journal of Applied Electrochemistry 24 1077-1091
- [19] X. Qin, Yang B, Gao F and Chen G, 2013 Journal of Environmental Engineering 139 1004-1016
- [20] G; Chen, Chen, P.X., Yue, L., 2000. Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater. Journal of Environmental Engineering 126, 858–863.
- [21] P. Hiemenz, Rajagopalan, R..Principles of Colloid and Surface Chemistry. Marcel Dekker, New York.1997.
- [22] J.G Iba'n̄ez, Takimoto, M.M., Va'squez, R.C., Basak, S. Laboratory experiments on electrochemical remediation of the environment: electrocoagulation of oil wastewater. Journal of Chemical Education 72, 1050–1053. 1995.
- [23] J.G.Iba'n̄ez, Singh, M.M., Pike, R.M., Szafran, Z.,. Laboratory experiments on electrochemical remediation of the environment, Part 2: microscale indirect electrolytic of organic wastes. Journal of Chemical Education 74, 1449–1450,1997.
- [24] J.G Iba'n̄ez, Singh, M.M., Szafran, Z. Laboratory experiments on electrochemical remediation of the environment, Part 4: color removal of simulated wastewater by electrocoagulation–electroflotation. Journal of Chemical Education 75, 1040–1041. 1998.
- [25] O. Levenspiel, Chemical Reaction Engineering. Wiley, New York. 1999.
- [26] S.H. Lin, Chen, M.L., Treatment of textile wastewater by electrochemical methods for reuse. Water Research 31, 868–876. 1997.
- [27] Y. Mollah, Schennach, R., Parga, J., Cocke, D., Electrocoagulation (EC) —science and applications. Journal of Hazardous Materials 84, 29–41. 2001.
- [28] F.G. Oblinger, Weintraub, M.H., Gealer, R.L., Blais, E.J., In-plant operation of electrolytic cell for oil wastewater treatment. Environmental Progress 3, 1–5. 1984.
- [29] S. Sauve, McBride, M., Norvell, W., Hendershot, W., Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: effects of copper level, pH and organic matter. Water, Air, and Soil Pollution 100, 133–149. 1997.
- [30] S. Sauve, McBride, M., Hendershot, W., Soil solution speciation of lead (II): effects of organic matter and pH. Soil Science Society of America Journal 62, 618–621. 1998.

Références bibliographiques

- [31] K.Scott, *Electrochemical Processes for Clean Technology*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge. 1995.
- [32] E.A. Vik, Carlson, D.A., Eikum, A.S., Gjessing, E.T., *Electrocoagulation of potable water*. *Water Research* 18, 1355–135. 1984.
- [33] N.Adhoum, Monser L., Bellakhal N., Belgaied J.-E. *Treatment of electroplating wastewater containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr(VI) by electrocoagulation*, *J. Hazard. Mater.*, 112, 207–213. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.
- [34] K.E, Kouakou, A.R., Ehouman, A.D., Tyagi, R.D., Drogui, P., Adouby, K., *Coupling anaerobic digestion process and electrocoagulation using iron and aluminium electrodes for slaughterhouse wastewater treatment*, *Sci. Afr.*,16, e01238. doi.org/10.1016/j.sciaf. 2022.
- [35] F. Akbal, Camcı S. *Comparison of Electrocoagulation and Chemical Coagulation for Heavy Metal Removal*, *Chem Eng Technol*, 33, 1655–1664. doi.org/10.1002/ceat.201000091. 2010
- [36] B. Al Aji B., Yavuz Y., Savaş Koparal A. *Electrocoagulation of Heavy Metals Containing Model Wastewater using Monopolar Iron Electrodes*, *Sep. Purif. Technol.* 86, 2012.
- [37] F.Y. AlJaberi, Hawaas Z.A. *Electrocoagulation removal of Pb, Cd, and Cu ions from wastewater using a new configuration of electrodes*. *MethodsX* 10, 101951. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101951>. 2023
- [38] P.H. Allé, Fanou, G.D., Robert, D., Adouby, K., Drogui, P., *Photocatalytic degradation of Rhodamine B dye with TiO₂ immobilized on SiC foam using full factorial design*, *Appl.Water.Sci.*, 10, 207. doi.org/10.1007/s13201-020-01282-4. 2020
- [39] J. Ano, Assémian A.S., Yobouet Y.A., Adouby K., Patrick D. *Electrochemical removal of phosphate from synthetic effluent: A comparative study between iron and aluminum by using experimental design methodology*, *Process Saf. Environ. Prot.*, 129,184–195. doi.org/10.1016/j.psep.2019.07.003. 2019.
- [40] J. Ano, Henri Briton B.G., Kouassi K.E., Adouby K. *Nitrate removal by electrocoagulation process using experimental design methodology: A techno-economic optimization*. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8, 104292. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104292>. 2020



**Conclusion
générale et
perspectives**

Conclusion générale et perspectives

La présente étude a démontré l'efficacité de la méthode d'électrocoagulation sur l'élimination du plomb sous ces différentes formes (métallique et ionique). L'influence de différents paramètres sur l'élimination du plomb total a été étudiée. Ces paramètres incluent le pH, la densité de courant, la conductivité électrique de l'effluent, la distance inter électrodes et la nature de l'électrode.

Les résultats expérimentaux ont débuté par une étude préliminaire qui nous a renseignés sur la nature et le comportement de l'effluent industriel utilisé. L'effluent industriel a un pH proche de 2, donc très acide et il est chargé en plomb, environ 6 mg.L^{-1} et cette valeur n'est pas admissible dans les rejets liquides. Une valeur pour la turbidité de 16 NTU est à signaler. Les premiers résultats (sans variation des paramètres initiaux) ont montré que le taux d'élimination du plomb total est 61,38 %, correspondant à une teneur en plomb total de $2,39 \text{ mg.L}^{-1}$, donc on arrive pas à atteindre la valeur fixée par la norme algérienne en matière de rejets industriels liquides à savoir $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, L'effluent possède une conductivité électrique de 8 mS.cm^{-1} . L'ensemble de ces paramètres nous a permis de choisir les paramètres à étudier pour le processus d'électrocoagulation. Le pH, la densité de courant, la conductivité, la distance inter électrodes et la nature des électrodes ont été choisi comme paramètres d'étude dans notre cas.

Pour étudier l'influence du pH, nous avons choisi un pH de 4, un pH de 6 et un pH de 8,59.

D'après ces résultats on constate qu'à pH 8,59 et après 21 minutes d'électrocoagulation, on arrive à réduire la teneur en plomb total à moins de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ et de cette manière la norme algérienne en matière de rejets liquides industriels est respectée.

Pour ce qui est du pH 6,015, il a fallu 30 minutes pour arriver à réduire le plomb à $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A pH 4,15, Il a fallu une heure d'électrocoagulation pour arriver à une teneur totale en plomb à $1,18 \text{ mg.L}^{-1}$ ce qui est loin de la norme prescrite en matière de rejet.

Ces résultats montrent que l'EC a atteint l'efficacité maximale d'élimination du plomb.

Nos résultats démontrent clairement qu'une augmentation du pH de 4,15 à 8,59 entraîne une augmentation de l'efficacité de l'élimination du plomb total de 50 % à 100 % après 21 minutes de traitement. La faible efficacité d'élimination à des pH fortement acides est due à au comportement amphotère (à pH acide) qui conduit à des cations solubles et à des anions monomères (à pH alcalin).

En outre, à un pH élevé, davantage de boues ont été produites, ce qui affectera la performance de l'élimination du plomb total. On peut voir que le pH final pour toutes les expériences était plus élevé que le pH initial expériences étaient plus élevés que le pH initial, mais pour le pH 8,

Conclusion générale et perspectives

le pH final était plus bas que le pH initial. Cela est dû au fait que l'augmentation de la valeur du pH entraîne une production plus importante de boues. Dans notre étude, la plus grande efficacité d'élimination du plomb total a été obtenue à un pH de 8,59.

Pour ce qui de l'influence de la densité de courant, les résultats ont montré que l'intensité du courant est responsable de la vitesse des réactions qui se déroulent au niveau des électrodes. Lors de l'étude de ce paramètre, nous avons effectué une série d'essais en appliquant les densités de courant suivantes : $J= 11,9 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 23,8 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 35,7 \text{ A.m}^{-2}$ et $J= 47,6 \text{ A.m}^{-2}$.

Les autres paramètres ont été maintenues constants. Les résultats obtenus sont présentés dans la Figure IV.9. On remarque que pour une intensité du courant appliquée de 10 mA l'élimination du plomb est faible, alors que pour les autres densités de courant (35,7 et 47,6 A.m^{-2}), elle est très significative.

Etant donné que la quantité du coagulant est proportionnelle à l'intensité du courant appliqué selon la loi de Faraday, cela peut être expliqué par le fait que la quantité d'espèces coagulantes produites est insuffisante pour l'adsorption de polluant présents.

À une intensité de courant élevée, le degré de dissolution anodique de l'aluminium ou de fer augmente, ce qui entraîne une plus grande quantité de précipité et une plus grande élimination de plomb. Il convient de noter qu'une augmentation de la densité de courant l'intensité du courant de 11,9 à 47,6 A.m^{-2} a entraîné une augmentation de l'efficacité d'élimination de plomb total de 100 %.

L'intensité du courant est considérée donc comme un paramètre clé dans l'électrocoagulation. Le courant imposé pendant le traitement joue un rôle déterminant pour la cinétique d'abattement du polluant et le temps du traitement. Il est responsable de la vitesse des réactions qui se déroulent au niveau des électrodes.

Concernant l'étude de l'influence de la conductivité électrique, nous avons fait varier la conductivité électrique par ajout de Na_2SO_4 . Les conductivités obtenues sont donc de 4,24, 124 et 158,24 mS.cm^{-1} et les résultats d'électrocoagulation en fonction du temps pour les deux électrodes ont montré que la cinétique de disparition du plomb est plus importante à la conductivité de 158,24 mS.cm^{-1} . Le temps nécessaire pour arriver à réduire le plomb total à 0,5 mg.L^{-1} est de 21 minutes par contre il est de 30 minutes pour la conductivité de 124 mS.cm^{-1} et pour la conductivité de 4,24 mS.cm^{-1} , on arrive à atteindre seulement la teneur finale en plomb total de 1,18 mg.L^{-1} .

Conclusion générale et perspectives

Lors de l'examen de l'effet de la conductivité électrique sur l'élimination du plomb, des quantités de Na_2SO_4 , ont été ajoutées aux différentes solutions.

Durant les premières minutes du démarrage de l'électrocoagulation, deux phénomènes sont observés à l'anode. Le premier est la formation d'une bande transparente à l'interface anode / solution. Le second est la concentration de petits floccs blancs pour le cas des électrodes d'aluminium et des floccs bruns pour le cas des électrodes de fer. Et forment une zone transparente. Selon la littérature, la zone est appelée couche limite, dont l'épaisseur est presque identique dans toute l'anode. Cette couche disparaît à quelques centimètres de la surface libre où l'on observe la formation de mousse disparaît à quelques centimètres de la surface libre où l'on observe la formation de mousse (Figure IV.17).

Pour ce qui de la turbidité, le mouvement ascendant des bulles produites au niveau des électrodes entraîne les floccs vers la surface libre du réacteur, ce qui réduit la turbidité de la suspension et permet la séparation solide-liquide surface libre du réacteur, ce qui réduit la turbidité de la suspension et rend possible la séparation solide-liquide, comme le montre la Figure IV.16. Il y a également des floccs qui restent en suspension dans le réacteur et une très petite quantité de floccs décantés dans le réacteur.

Il est le résultat de plusieurs réactions se produisant dans la solution : réaction d'hydrolyse de Al^{3+} , et formation des ions OH^- à la cathode. Ceci est probablement dû à la formation importante d'ions OH^- à la cathode suite à une dissolution chimique de la cathode.

La distance inter électrodes a été étudié en faisant varier la distance de 1 à 4 cm, et les résultats ont montré aussi que la réduction la plus significative de la teneur en plomb a été la plus importante pour la variable de distance de 1 cm, soit une teneur en plomb qui est en dessous de la norme algérienne de rejets liquides.

Le système utilisé pour faire varier la distance entre les électrodes est présenté sur la Figure IV.18.

La résistance au transfert de masse devient plus importante, et la cinétique du transfert de charge est ralentie.

Les résultats ont également montré que l'augmentation de la distance entre les électrodes diminue l'efficacité de l'élimination du plomb. Ceci est dû au taux d'agrégation des particules et d'adsorption du plomb total devient plus faible. La Figure 19 montre clairement que

Conclusion générale et perspectives

l'efficacité d'élimination du plomb total augmente à une distance d'électrode de 1 et 2 cm et diminue ensuite avec l'augmentation de la distance inter-électrode.

Le pourcentage optimal d'élimination du plomb total ainsi que le coût du traitement ont été atteints pour une distance entre les électrodes de 1,0 cm. Par conséquent, il est avantageux de choisir une distance optimale de 1,0 cm entre les petites électrodes optimale de 1,0 cm pour minimiser la consommation d'énergie et augmenter l'efficacité de l'élimination du plomb total.

La résistance au transfert de masse devient plus importante, et la cinétique du transfert de charge est ralentie. Les résultats ont également.

En revanche, le résultat de réduction le plus faible de plomb a été obtenu avec une distance de 4 cm, 2,51 mg.L⁻¹ et une teneur de 0,92 mg.L⁻¹ pour une distance de 3 cm.

Le meilleur résultat a été obtenu avec une distance de 1cm soit une teneur en plomb total presque nulle et pour une distance de 2 cm une teneur en plomb total de 0,40 mg.L⁻¹.

D'après la réaction électrochimique de l'aluminium et de fer comme anode et cathode, il y a production de gaz, de mousse et de floc d'Al(OH)₃ et de Fe(OH)₃,

Le dernier paramètre étudié est la nature de l'électrode. Les résultats comparatifs de l'efficacité des deux électrodes sont présentés dans la Figure IV.24. On constate que l'électrode de fer est plus performante que celle de l'aluminium, et ces résultats étaient visibles lors des différents tests d'électrocoagulation durant lesquels nous avons constaté une production de flocons plus importante pour l'électrode de fer et les solutions étaient plus troubles.

A partir des données expérimentales nous avons estimé les masses dissoutes durant le procédé d'électrocoagulation pour les deux types d'électrodes. Dans la gamme des densités de courants utilisées à savoir $J= 11,9 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 23,8 \text{ A.m}^{-2}$, $J= 35,7 \text{ A.m}^{-2}$ et $J= 47,6 \text{ A.m}^{-2}$.

L'efficacité d'élimination du plomb total en fonction de la nature des électrodes a montré que l'électrode de fer est plus performante que celle de l'aluminium.

Les études comparatives dans la littérature ont montré que l'efficacité de chaque type d'électrode dépend de la composition de l'effluent traité. Le fer est démontré plus efficace que l'aluminium pour l'enlèvement du plomb. En outre l'aluminium est plus cher que le fer. Par conséquent, dans les expériences ultérieures, le fer (comme électrodes anode et cathode) a été employé. Comme l'électrocoagulation est une technique qui dépend de la dissolution électrique

Conclusion générale et perspectives

du matériau de l'anode, il est donc important d'estimer la quantité de fer dissous électriquement. La masse du fer dissous est calculée d'après la loi de Faraday.

L'évolution de la masse dissoute en fonction du temps pour les deux types d'électrodes. Les masses de fer dissoutes sont trois fois plus importantes que celle de l'aluminium. D'après l'étude que nous avons réalisée et qui a montré que l'électrode de fer est très performante en matière d'élimination du plomb total dans les effluents industriels et sachant que le fer coûte moins cher que l'aluminium, Il est très rentable techniquement et économiquement de travailler avec un réacteur à électrodes en fer.

Les effluents électrocoagulés passeront ensuite dans un filtre presse qui existe d' déjà dans l'unité de recyclage du plomb et les boues récupérées seront recyclées dans le four de fusion pour récupérer le plomb (figure 1).

Perspectives :

Pour essayer d'améliorer les performances du procédé d'électrocoagulation et comprendre l'impact des autres paramètres, il est recommandé :

- 1- D'étudier l'influence de la position (horizontale et verticale) des électrodes, matériau des électrodes.
- 2- D'étudier l'influence de la tension (continue ou alternative).
- 3- De faire une étude comparative avec d'autres techniques de traitement.
- 4- De faire une étude économique du procédé et ce pour estimer la consommation énergétique.

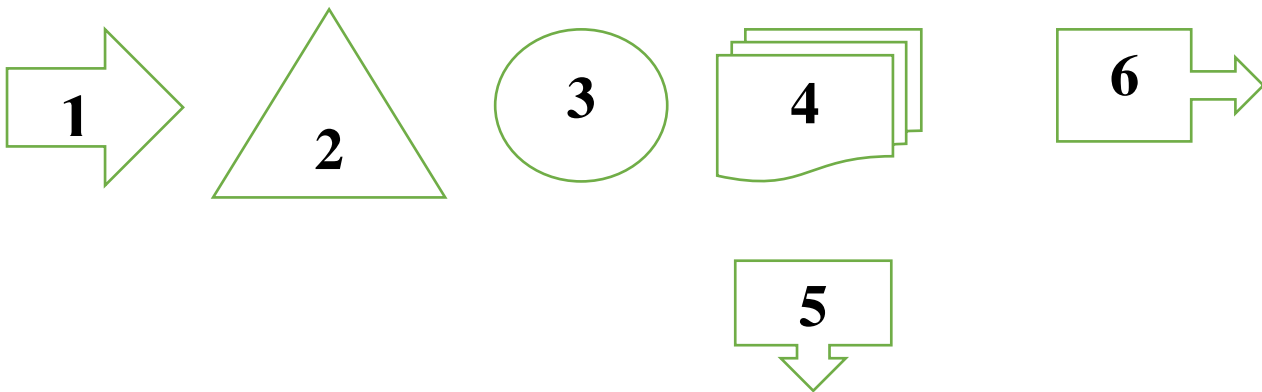


Figure 1 : Procédé de traitement des eaux et des boues

Légende :

- 1= Arrivée des eaux usées avant traitement
- 2= Neutralisation à la chaux
- 3= Réacteur d'électrocoagulation
- 4= Filtre presse
- 5= rejet des eaux traitées
- 6= recyclages des boues sèches dans le four de fusion



Résumé

Résumé

Abstract

In this work, we evaluated the electrocoagulation technique as a promising technology for the treatment of industrial wastewater from a lead recycling plant. The application of electrocoagulation for the treatment of wastewater from a lead recycling plant using two types of electrodes, iron and aluminum. Initial pH, electrocoagulation time and electrical current density, and electrical conductivity were used as operating variables. The optimum operating conditions for each electrode were validated by carrying out several tests. It was found that the best conditions for achieving the limit set by the Algerian standard were to use iron electrodes with an electrocoagulation time of 21 minutes, an initial pH of 8.59, an inter-electrode distance of 1cm and an electrical current density of 47.6 A m⁻². These conditions resulted in 100% lead removal with a final pH of 8.21.

Key words: electrochemical dissolution; electrocoagulation; optimization, flocculation.

الملخص

في هذا العمل، قمنا بتقييم تقنية التخثير الكهربائي كتقنية واحدة لمعالجة مياه الصرف الصناعي من مصنع لإعادة تدوير الرصاص. تطبيق التخثير الكهربائي لمعالجة مياه الصرف الصحي من مصنع لإعادة تدوير الرصاص باستخدام نوعين من الأقطاب الكهربائية، الحديد والألمنيوم. تم استخدام الأس الهيدروجيني الأولي وزمن التخثير الكهربائي وكثافة التيار الكهربائي والتوصيل الكهربائي كمتغيرات تشغيل. تم التحقق من صحة ظروف التشغيل المثلى لكل قطب كهربائي من خلال إجراء عدة اختبارات. وقد وجد أن أفضل الظروف لتحقيق الحد الذي حددته المواصفة القياسية الجزائرية هي استخدام أقطاب حديدية بزمن تخثير كهربائي قدره 21 دقيقة، ودرجة حموضة أولية قدرها 8.59، ومسافة بين الأقطاب الكهربائية قدرها 1 سم وكثافة تيار كهربائي قدرها 47.6 أمبير م⁻². أسفرت هذه الظروف عن إزالة الرصاص بنسبة 100% مع درجة حموضة نهائية تبلغ 8.21.

الكلمات المفتاحية: الإذابة الكهروكيميائية؛ التخثير الكهربائي؛ التحسين والتلبد.

Résumé

Dans ce travail, nous avons évalué la technique de l'électrocoagulation comme une technologie prometteuse pour le traitement des eaux usées industrielles de l'unité de recyclage du plomb. L'application de l'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées d'une usine de recyclage du plomb à l'aide de deux types d'électrodes, le fer et l'aluminium. Le pH initial, le temps d'électrocoagulation, la densité de courant électrique, et la conductivité électrique ont été utilisés comme variables de fonctionnement. Les conditions de fonctionnement optimales pour chaque électrode ont été validées en procédant à plusieurs tests. Il a été observé que les meilleures conditions pour atteindre la limite fixée par la norme algérienne étaient l'utilisation d'électrodes en fer avec un temps d'électrocoagulation de 21 minutes, un pH initial de 8,59, une distance inter électrodes de 1cm et une densité de courant électrique de 47,6 A.m⁻². Ces conditions ont abouti à une élimination de la teneur en plomb de 100 % avec un pH final de 8,21.

Mots clés : dissolution électrochimique ; électrocoagulation ; optimisation, flocculation.