

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université 08 mai 1945 Guelma
Faculté des sciences et de l'ingénierie
Département de génie des procédés

MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de

MAGISTER

TRAITEMENT D'UNE EAU DE SURFACE
PAR ELECTROCOAGULATION

Filière : Génie des procédés

Option : Génie des matériaux

Année 2010

Par

Slimane BESSIOUD

Directeur de mémoire :

Pr. Abed Mohamed AFFOUNE

Devant le Jury :

Mohamed El Hocine BENHAMZA	M. C.,	Univ. 08 Mai 1945, Guelma	Président
Abed Mohamed AFFOUNE	Professeur,	Univ. 08 Mai 1945, Guelma	Rapporteur
Tahar NOUAR	M. C.,	Univ. 08 Mai 1945, Guelma	Examineur
Yasmina LAHIOUEL	M. C.,	Univ. 08 Mai 1945, Guelma	Examineur
Malek BENJABALLAH	M. A. A,	Univ. 08 Mai 1945, Guelma	Invité

A l'esprit de mon père,

A ma mère,

A ma femme,

A mes enfants Salah Eddine, Aymen et Amina,

A tous mes amis

Remerciements

Cette étude a été menée au laboratoire d'analyse industrielle et génie des matériaux de l'université 08 Mai 1945 de Guelma. Elle a été dirigée par Monsieur le Professeur Abed Mohamed AFFOUNE.

En premier lieu, j'aimerais remercier vivement mon directeur de thèse, Monsieur Abed Mohamed AFFOUNE, Professeur à l'université 08 Mai 1945 de Guelma, de l'attention et du soutien qu'il a porté à mon travail de Magister. Il a su me faire bénéficier de son expérience et de sa compétence.

J'aimerais également remercier Monsieur Mohamed El Hocine BENHAMZA, Maitre de Conférences et chef de département de génie des procédés à l'université 08 Mai 1945 de Guelma qui m'a fait l'honneur de présider le jury de soutenance.

J'exprime mes remerciements à Monsieur Tahar NOUAR, Maitre de Conférences à l'université 08 Mai 1945 de Guelma qui a bien voulu accepter d'être l'examineur de ce travail.

J'exprime ma plus profonde gratitude à Madame Yasmina LAHIOUEL, Maitre de Conférences à l'université 08 Mai 1945 de Guelma qui m'a fait l'honneur d'examiner ce travail.

Je remercie Monsieur Malek BENJABALLAH Maitre Assistant à l'université 08 Mai 1945 de Guelma, qui a bien voulu accepter d'être membre invité au jury de soutenance.

Que Messieurs Mohamed Amine CHELAGHMIA, Doctorant au laboratoire d'analyses industrielles et génie des matériaux de l'université 08 Mai 1945 de Guelma, Fawzi SAADAOUI, Ingénieur au laboratoire de la station de traitement de l'eau du barrage de Hammam Debagh et Hacène KBYECHE, Technicien au laboratoire de la prévention de la wilaya de Guelma reçoivent mes plus profonds remerciements pour l'aide qu'ils m'ont apportée durant la réalisation de ce travail.

Merci aussi à tous mes collègues et amis. Je leur exprime ma profonde sympathie.

Table des matières

Table des matières	i
Liste des figures.....	v
Liste des tableaux.....	vii
Introduction générale.....	1

Chapitre1

Procédés physico-chimiques de traitement des eaux

1.1 Introduction.....	4
1.2 Classification des eaux.....	5
1.2.1 Eaux souterraines.....	5
1.2.2 Eaux de surface.....	7
1.2.3 Eaux usées.....	7
1.2.3.1 Eaux résiduaires urbaines (ERU).....	7
1.2.3.2 Eaux résiduaires industrielles (ERI).....	9
1.3 Procédés physico-chimiques de traitement des eaux.....	9
1.3.1 Précipitation chimique.....	9
1.3.2 Coagulation-floculation.....	11
1.3.3 Décantation-Flottation.....	13
1.3.4 Traitements de séparation et concentration par membranes.....	14
1.3.5 Echange d'ions.....	17
1.3.6 Adsorption.....	17
1.3.7 Neutralisation des rejets industriels.....	19
1.3.8 Entraînement des polluants volatils par stripping.....	22
1.3.9 Traitements d'oxydoréduction.....	23
1.3.9.1 Principales techniques d'oxydation.....	23
1.3.9.2 Techniques de réduction.....	24
1.3.10 Electrocoagulation.....	25

Chapitre 2

Traitement des eaux par électrocoagulation

2.1 introduction	28
2.2 Historique du procédé d'électrocoagulation.....	28
2.3 Principe du procédé d'électrocoagulation	30
2.4 Réactions aux électrodes	33
2.5 Tension d'électrolyse.....	35
2.6 Elimination de la pollution des eaux par électrocoagulation.....	40
2.6.1 Les colloïdes.....	40
2.6.1.1 Introduction	40
2.6.1.2 Les types de colloïdes	41
2.6.1.3 Structure des colloïdes	42
2.6.1.4 Stabilité des colloïdes	44
2.6.2 Etapes de l'élimination des polluants par électrocoagulation.....	45
2.6.2.1 Introduction	45
2.6.2.2 Formation des coagulants	45
2.6.2.3 Déstabilisation des contaminants (Neutralisation de la charge surfacique)	46
2.6.2.4 Agrégation des phases déstabilisées en flocs (Floculation).....	49
2.6.3 Techniques de séparation des particules solides des eaux traitées par le procédé d'électrocoagulation.....	50
2.6.3.1 Flottation.....	51
2.6.3.2 Décantation.....	51
2.7 Facteurs affectant l'électrocoagulation.....	52
2.7.1 Densité de courant.....	52
2.7.2 Présence de NaCl.....	53
2.7.3 pH	54
2.7.4 Température.....	55
2.8 Conception d'une unité d'électrocoagulation.....	55
2.8.1 Température d'opération.....	56
2.8.2 Régime d'opération.....	56

2.8.3 Techniques d'agitation.....	57
2.8.4 Source d'alimentation.....	57
2.8.5 Contrôle potentiostatique ou galvanostatique.....	58
2.8.6 Configuration des électrodes	58
2.8.7 Géométrie des électrodes	60
2.8.8 Espacement entre les électrodes	65
2.9 Applications du procédé de l'électrocoagulation.....	65
2.9.1 Introduction.....	65
2.9.2 Traitement des eaux usées polluées par les huiles.....	66
2.9.3 Traitement des colorants et des eaux usées de textiles.....	67
2.9.4 Enlèvement des métaux lourds	68
2.9.5 Traitement des eaux usées urbaines et industrielles.....	68
2.9.6 Elimination des fluorures	71
2.9.7 Elimination des nitrates, nitrites et de l'ammoniac	72
2.9.8 Traitement de l'eau potable.....	73
2.10 Avantages et inconvénients du procédé d'électrocoagulation.....	77

Chapitre 3

Matériels et mode opératoire

3.1 Introduction.....	79
3.2 Eau brute à traiter.....	79
3.3 Description du dispositif expérimental.....	80
3.3.1 Unité d'électrocoagulation.....	80
3.3.2 Conception des électrodes.....	81
3.4 Mode opératoire.....	82

Chapitre 4

Résultats et discussion

4.1 Introduction.....	85
4.2 Paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau brute.....	85
4.3 Paramètres affectant la turbidité.....	89

4.3.1 L'intensité du courant électrique.....	89
4.3.2 La nature du matériau des électrodes.....	91
4.3.3 Le temps d'électrolyse.....	93
4.3.4 L'ajout de NaCl dans l'eau à traiter	94
4.4 Paramètres affectant le pH.....	98
4.4.1 L'intensité du courant électrique.....	98
4.4.2 Le temps d'électrolyse	99
4.4.3 L'ajout de NaCl dans l'eau à traiter	100
4.5 Effet désinfectant de l'électrocoagulation.....	102
4.6 Comparaison entre l'efficacité épuratrice de l'électrocoagulation et celle de la coagulation chimique.....	103
4.7 Conclusion.....	105
Conclusion générale.....	107
Références bibliographiques.....	110

Liste des figures

Figure 1.1: composition d'une eau usée domestique.....	8
Figure 1.2: Seuils de coupures des différents procédés de séparation mis en œuvre dans le traitement d'eau.....	16
Figure 1.3: configuration d'un électrocoagulateur.....	26
Figure 1.4: Schéma des électrodes.....	27
Figure 2.1: Schéma du principe d'électrocoagulation	31
Figure 2.2: Décomposition de la tension de la cellule électrochimique.....	36
Figure 2.3: Les différentes étapes d'une réaction électrochimique	39
Figure 2.4: Représentation d'un colloïde hydrophile	41
Figure 2.5: Distribution ionique autour d'un colloïde	43
Figure 2.6: Energie potentielle d'interaction.....	47
Figure 2.7: Représentation des différentes énergies de deux colloïdes en fonction de leur éloignement.....	48
Figure 2.8: Cellule d'électrocoagulation avec deux électrodes	59
Figure 2.9: Configurations d'électrodes.....	59
Figure 2.10: Cellule d'électrocoagulation avec électrodes plates et de dimensions rectangulaires	61
Figure 2.11: Cellules d'électrocoagulation à écoulement croisé (a) et écoulement ascendant (b)	62
Figure 2.12: Cellule d'électrocoagulation à écoulement contrôlé (serpentin).....	63
Figure 2.13: Électrodes tridimensionnelles	63
Figure 2.14: Cellule d'électrocoagulation avec électrodes tridimensionnelles.....	64
Figure 2.15: Résumé de la performance d'électrocoagulation pour l'élimination des polluants à différentes densités de courant et des temps d'électrolyse variés (a) électrodes Fe, (b) électrodes Al	69
Figure 2.16: Dispositif expérimental des procédés de l'électrocoagulation (EC) et de la coagulation chimique (CC)	76
Figure 3.1: Schéma du dispositif expérimental utilisé dans l'étude.....	81
Figure 3.2: Electrodes avec bandes séparatrices.....	82
Figure 4.1: Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute. Temps de contact: 5 min. Turbidité initiale: 24,17 NTU.....	89

Figure 4.2: Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute avec les quantités de fer dissous calculées par la loi de Faraday . Temps de contact: 5 min, Turbidité initiale: 24,17 NTU	92
Figure 4.3 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction du temps de contact sous l'effet d'un courant de 0,2 A .Turbidité initiale : 24,17 NTU	93
Figure 4.4 : Effet de la concentration en NaCl sur la turbidité résiduelle en fonction du temps sous un courant de 0,2 A. Turbidité initiale: 24,17 NTU	95
Figure 4.5 : Courbes schématiques de coagulation à pH constant.....	97
Figure 4.6 : Relation entre le pH final de l'eau et le courant appliqué à un temps de contact de 5 minutes .Turbidité initiale: 24,17 NTU	98
Figure 4.7: Variation du pH de l'eau sous étude en fonction du temps de contact à un courant de 0,2 A .Turbidité initiale: 24,17 NTU.....	99
Figure 4.8 : Effet de la concentration en NaCl sur le pH en fonction du temps, sous un courant de 0,2 A .Turbidité initiale 24,17 NTU	100

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Caractéristiques des eaux résiduaires urbaines en France.....	8
Tableau 1.2: Zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium.....	13
Tableau 1.3: Diverses catégories de procédés à membranes appliquées dans le traitement des eaux.....	15
Tableau 2.1: Interprétation des interactions interparticulaires.....	49
Tableau 2.2: Demande d'aluminium et consommation d'énergie pour éliminer les polluants de l'eau	53
Tableau 4.1 : Valeurs des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau brute du barrage de Hammam Debagh comparées aux limites imposées par la réglementation algérienne concernant les critères physico-chimiques et microbiologiques des eaux de distribution traitées	86
Tableau 4.2: Efficacité d'élimination de la turbidité par électrodes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) en fonction du courant	91
Tableau 4.3: Résultats d'analyse des paramètres microbiologiques de l'eau traitée par électrocoagulation comparés aux limites imposées par la réglementation algérienne concernant les critères microbiologiques des eaux de distribution traitées	103
Tableau 4.4: Comparaison des résultats d'analyses des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau du barrage de Hammam Debagh : eau brute (1), eau traitée par CC (2), eau traitée par EC (3) et les limites imposées par la réglementation algérienne en vigueur.....	104

Introduction générale

Un des défis majeurs qui font face à l'espèce humaine aujourd'hui est de fournir de l'eau propre à une majorité vaste de la population autour du monde. Le besoin pour l'eau propre est particulièrement critique dans les pays du tiers monde. Les rivières, canaux, estuaires et autres sources d'eau sont pollués à cause de la décharge aveugle d'effluents industriels aussi bien que d'autres activités anthropiques. Les pays hautement développés, éprouvent aussi un besoin critique pour l'épuration des eaux usées à cause d'une croissance continue de la population, de l'urbanisation et des changements climatiques. Le recyclage des eaux usées est devenu une nécessité absolue. Il y a par conséquent un besoin urgent de développer des techniques innovatrices plus efficaces et bon marché pour le traitement des eaux usées.

Des techniques de traitement des eaux usées sont connues, elles incluent une gamme de procédés biologiques et physico-chimiques qui exigent l'addition de produits chimiques.

La coagulation chimique et les traitements biologiques sont des techniques toujours fortement utilisées dans le traitement de divers types d'effluents municipaux et industriels. Par contre certains inconvénients sont induits par l'utilisation de sels métalliques comme l'acidification de l'eau traitée, les étapes de traitement plus lentes, les quantités de coagulant plus élevées et la quantité importante de boues à disposer. Dans le cas des traitements biologiques, c'est plutôt la lenteur du traitement et l'obligation de prétraiter les eaux afin de diminuer la charge organique qui sont problématiques.

Une alternative intéressante à ces procédés serait donc de former *in situ* un agent coagulant qui permettrait d'éliminer l'ajout de produits chimiques tout en agissant directement sur l'eau brute, même si celle-ci est fortement chargée. La technique qui présente ces deux avantages se nomme l'électrocoagulation. Cette méthode de traitement semble également avoir des propriétés de désinfection et elle permet une diminution des odeurs reliées aux effluents industriels, deux caractéristiques intéressantes pour l'industrie.

L'électrocoagulation (EC) est une technique de traitement de l'eau polluée qui a montré son efficacité pour le traitement des polluants solubles ou colloïdaux.

Dans l'électrocoagulation, le coagulant est libéré dans la solution *in situ*, en utilisant la dissolution d'anodes sacrificielles. Lors de l'alimentation des électrodes en courant, il y a simultanément une dissolution du métal de l'anode et un dégagement du gaz d'hydrogène H_2 au voisinage de la cathode. Les métaux aluminium et fer sont généralement utilisés comme anodes. Leur dissolution conduit à la formation des hydroxydes métalliques, oxyhydroxydes métalliques et des hydroxydes polymériques. Ces composés ont généralement une meilleure efficacité de coagulation que celle des produits chimiques utilisés dans les techniques conventionnelles. Ils peuvent déstabiliser les colloïdes en suspension par adsorption ou neutralisation et précipiter les espèces polluantes dissoutes dans le liquide, pour les transformer finalement en floccs facilement extractibles par précipitation, filtration ou flottation. Généralement, la flottation est plus facile à réaliser que la filtration et la précipitation. Pour cela, l'électrocoagulation (EC) peut être assistée par l'injection d'air comprimé ou seulement réalisée par l'hydrogène H_2 produit par la cathode. Les bulles de gaz, ainsi générées en solution ont plusieurs avantages, y compris celui du transport, en particulier par flottation des particules déstabilisées.

Bien que l'électrocoagulation soit rentable par rapport aux méthodes chimiques de traitement des eaux, la difficulté majeure qui limite le développement de cette technique est le manque d'études de génie chimique destinées à son application, de la conception des équipements aux modèles de procédés liés à cette technologie. Devant de telles situations, les recherches scientifiques dans ce domaine devront apporter davantage d'explications sur les phénomènes complexes qui gouvernent les réacteurs chimiques, sièges de l'électrocoagulation.

Dans le présent mémoire, nous nous sommes intéressés à l'évaluation du potentiel de la coagulation électrochimique (électrocoagulation) comme alternative au procédé conventionnel de coagulation chimique pour la production de l'eau potable par traitement visant l'élimination simultanée de la turbidité et la charge microbiologique de l'eau de surface (eau brute) du barrage de Hammam Debagh, étant donné que la pollution de cette eau est due essentiellement à ces deux polluants.

La station de traitement de l'eau du barrage de Hammam Debagh produit de l'eau potable par traitement de l'eau brute selon le procédé conventionnel de coagulation chimique qui comprend les étapes de dégrillage, tamisage, coagulation-floculation, décantation, filtration sur sable, ozonation, filtration sur charbon actif et chloration.

Dans le premier chapitre, nous avons présenté les différents types d'eaux ainsi que les différentes techniques utilisées pour leurs traitements.

Le deuxième chapitre porte sur le procédé d'électrocoagulation. Nous avons décrit le processus de coagulation-floculation par voie électrolytique avec les phénomènes physico-chimiques qui l'accompagnent et les paramètres qui influent sur ce procédé.

Le dispositif expérimental et le mode opératoire nécessaires à la conception de l'unité d'électrocoagulation ainsi qu'à la réalisation d'essais empiriques en laboratoire sont décrits dans le troisième chapitre.

Dans le quatrième chapitre, nous avons présenté et discuté les résultats expérimentaux obtenus, nous avons aussi examiné l'influence des différents paramètres de l'électrocoagulation sur l'efficacité d'élimination de la turbidité et la désinfection de l'eau de surface étudiée.

Chapitre 1

Procédés physico-chimiques de traitement des eaux

1.1 Introduction

Que la ressource soit superficielle (rivière, lac naturel ou artificiel) ou souterraine, l'eau brute qu'elle fournit à l'utilisateur présentera dans le cas le plus général l'ensemble des caractéristiques défavorables suivantes :

- **Critères organoleptiques** : turbidité, couleur, goût, odeur.
- **Critères chimiques**, correspondant à des constituants :

- Soit naturellement présents dans l'eau : sels minéraux (exemple : dureté, sulfates, chlorures,...), fer, manganèse, ammonium, fluorures, arsenic, matières organiques (notamment les substances humiques responsables de la couleur)...

- Soit apportés par la pollution : micropolluants minéraux (métaux lourds, nitrates) ou organiques (pesticides, hydrocarbures, phénols, détergents...).

- **Critères biologiques** : il s'agit surtout des germes pathogènes apportés par la pollution fécale, mais aussi des organismes dont l'eau est l'habitat naturel (micro algues planctoniques ou phytoplancton, micro-invertébrés ou zooplancton, bactéries de l'environnement) [1].

Pour le traicteur d'eau, quelle que soit la nature de la pollution à éliminer, c'est la différence entre pollution particulaire et pollution dissoute qui conditionnera l'éventail des techniques applicables.

Rappelons que la matière dans l'eau peut se trouver sous trois états [1]:

- état de suspension : $d > 1 \mu\text{m}$;
- état colloïdal : $1 \mu\text{m} > d > 1 \text{nm}$;
- état dissous : $d < 1 \text{nm}$.

Les traitements physiques ou traitements préliminaires : sont appliqués lorsqu'il s'agit d'une simple séparation mécanique solide-liquide, sans introduction de réactifs. Ils concernent les flottants ou les particules entraînées par le courant susceptibles de décanter

spontanément et rapidement. Leur présence perturberait la clarification ou risquerait de provoquer des dommages.

Les traitements préliminaires comprennent :

- dégrillage;
- tamisage (vide de maille de l'ordre de 1 mm) ;
- micro tamisage (vide de maille de l'ordre de la dizaine de micromètres);
- dessablage;
- débouage;
- déshuilage.

Dans le domaine du traitement des eaux naturelles, ces procédés ne constituent en général qu'un préalable à un traitement physico-chimique ou biologique [1].

Les traitements physico-chimiques : sont nécessaires pour enlever la pollution des eaux et améliorer la qualité de l'effluent traité.

Avant d'exposer les différents procédés de traitements, on donne un aperçu général sur les eaux sujettes de ces traitements.

1.2 Classification des eaux

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

1.2.1 Eaux souterraines

Les eaux souterraines proviennent de l'infiltration des eaux de pluie dans le sol. Celles-ci s'insinuent par gravité dans les pores, les microfissures et les fissures des roches, humidifiant des couches de plus en plus profondes, jusqu'à rencontrer une couche imperméable. Là, elles s'accumulent, remplissant le moindre vide, saturant d'humidité le sous-sol, formant ainsi un réservoir d'eau souterraine appelé aquifère. La nappe chemine en sous-sol sur la couche imperméable, en suivant les pentes, parfois pendant des dizaines voire des centaines de kilomètres, avant de ressortir à l'air libre, alimentant une source ou un cours d'eau. Les nappes souterraines fournissent ainsi presque le tiers du débit total de tous les cours d'eau de la planète, soit environ 12 000 kilomètres cubes d'eau par an [2].

Les nappes d'eaux souterraines peuvent être de deux types selon qu'elles circulent sous une couche perméable ou non.

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

En revanche, les nappes situées entre deux couches imperméables sont dites captives car leur niveau ne peut monter, l'eau ne pouvant s'insinuer dans un sol imperméable. Ces nappes n'ont qu'un lien ténu avec la surface par où elles sont alimentées et qui correspond à la zone où la couche perméable affleure. De telles nappes se renouvellent donc plus lentement que les nappes libres. Elles sont en général profondes, quelques centaines de mètres et plus, et si leur pente est forte, l'eau y est sous pression. La pression est même parfois suffisante pour que le creusement d'un puits permette à l'eau de jaillir en surface : une telle nappe est alors dite artésienne.

Les eaux souterraines cheminent à des vitesses très différentes qui dépendent de la nature des sols : plus la taille des porosités du sol est grande, plus la vitesse est rapide. Dans les régions karstiques, les eaux de pluie s'engouffrent rapidement par les fissures et les avens et circulent à grande vitesse dans les galeries souterraines (jusqu'à quelques centaines de mètres par heure). Les eaux souterraines forment alors de véritables lacs et rivières souterrains, les lacs pouvant avoir jusqu'à 100 mètres de long et les rivières parcourir jusqu'à 10 kilomètres en souterrain [2].

Mais le plus souvent, le périple souterrain des eaux de pluie prend du temps : dans les régions constituées de calcaire ou de granite peu fissuré, de craie, de sable ou d'alluvions, leur infiltration est lente (quelques mètres par an dans les sables fins). L'eau remplit progressivement les moindres interstices, les pores de la craie, les petites fissures des granites ou des calcaires durs, ou encore les vides laissés entre les grains de sable ou de graviers. Les nappes ainsi formées ne sont jamais des étendues d'eau libre, mais des couches de terrain saturées d'eau. Leur écoulement est paresseux et les distances parcourues peuvent être très longues. Ce lent voyage permet au flux de l'eau de se régulariser, et aux nappes d'alimenter de manière régulière les cours d'eau, malgré le caractère erratique des pluies. Même en

période de sécheresse, elles peuvent parfois continuer à ravitailler les cours d'eau pendant des années. Les eaux souterraines ont donc un rôle de régulation extrêmement important. Ce sont elles qui alimentent ce que l'on appelle le " débit de base " des cours d'eau ou débit d'étiage. Mais toutes les nappes ne sont pas d'aussi bonnes régulatrices du débit d'eau : les nappes libres en sont d'excellentes, contrairement aux nappes captives [2].

1.2.2 Eaux de surface

Ce type des eaux englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents (rivières, lacs, étangs, barrages,...). La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux sont le siège, dans la plupart des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés dedans et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur. C'est à cause de ça que ces eaux sont rarement potables sans aucun traitement [3].

1.2.3 Eaux usées

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

Les eaux usées se divisent en deux grandes catégories : les eaux résiduaires urbaines (ERU) et les eaux résiduaires industrielles (ERI) [3].

1.2.3.1 Eaux résiduaires urbaines (ERU)

Les eaux résiduaires urbaines (ERU) regroupent les eaux ménagères, les eaux vannes et les eaux de ruissellement. La composition et les caractéristiques d'une eau résiduaire urbaine sont peu variables par rapport aux eaux usées industrielles. Le tableau 1.1 regroupe certains paramètres indicateurs de pollution des eaux résiduaires urbaines en France [3].

Tableau 1.1 : Caractéristiques des eaux résiduaires urbaines en France.

Paramètre	Valeur
pH	7,5 – 8,5
Résidu sec (mg/l)	1000 – 2000
MES totales (mg/l)	150 – 500
DBO ₅ (mg/l)	100 – 400
DCO (mg/l)	300 – 1000
COT (mg/l)	100 – 300
NTK(mg/l)	30 – 100
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	20 – 80
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	< 1
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 1
P (mg /l)	10 – 25
Détergents (mg/l)	6 – 13

La figure 1.1 donne la composition moyenne d'une eau usée domestique [3].

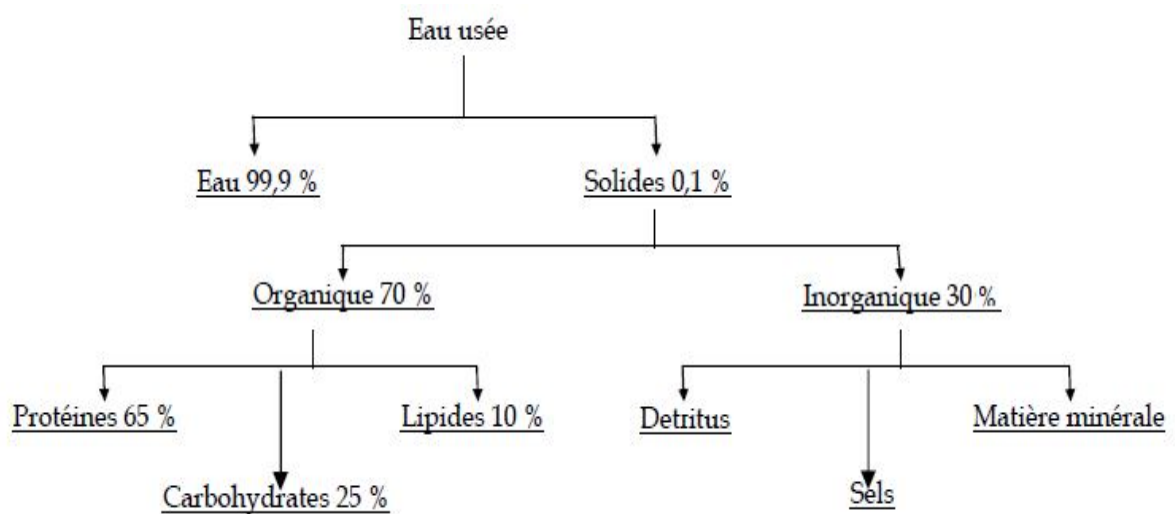


Figure 1.1 : composition d'une eau usée domestique.

1.2.3.2 Eaux résiduaires industrielles (ERI)

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

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

Les principaux polluants transitant dans les eaux usées d'origine industrielle sont [3]:

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

1.3 Procédés physico-chimiques de traitement des eaux

1.3.1 Précipitation chimique

Le principe de la précipitation chimique consiste à ajouter à l'eau un réactif soluble qui, par permutation ou combinaison avec les ions indésirables préexistants, forme un composé insoluble ou très peu soluble qui précipite jusqu'à sa limite de solubilité (déterminée par le produit de solubilité, cette dernière grandeur pouvant subir des variations importantes en fonction de la température, de la force ionique, de la nature des autres ions dissous, etc.). L'aboutissement de ces réactions de précipitation combinées souvent avec une neutralisation des rejets, est toujours une séparation solide-liquide, mettant en œuvre des traitements classiques de décantation, flottation, voire filtration [4].

Les traitements de précipitation s'appliqueront en particulier aux rejets industriels contenant les polluants suivants [4]:

- Les composés précipitables par le calcium : sulfite, sulfate, phosphate, fluorure... ;

- Les composés précipitables sous forme de sels insolubles de fer ou complexables : sulfure, phosphate, cyanure et sulfocyanure.

Nous citerons les applications industrielles les plus utilisées dans le traitement des rejets industriels [4] :

- **Précipitation des métaux** : Elle concerne l'élimination des métaux dissous rencontrés principalement dans les effluents industriels de traitement des surfaces métalliques, des lixiviats d'hydrométallurgie et des eaux de lavage de gaz de combustion d'ordures ménagères et de déchets industriels. Le procédé le plus fréquent, consiste par simple neutralisation de ces effluents acides, à précipiter les métaux sous forme d'hydroxydes. Le pH de précipitation maximale de tous les métaux ne coïncidant pas ; on est contraint de rechercher une zone optimale du pH réactionnel qui peut évoluer de 7 à 10,5 suivant les valeurs minimales recherchées pour l'élimination des métaux les plus nuisibles. Parfois, on procède à plusieurs précipitations successives, à des pH échelonnés, en vue d'une récupération sélective des différents métaux.

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

La réaction de précipitation :



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

- **Élimination des phosphates** : Les phosphates, responsables des phénomènes d'eutrophisation des lacs et cours d'eaux à débit lent, sont présents essentiellement dans les rejets d'usines d'engrais phosphatés avec présence de silice SiO_2 et d'acide fluorhydrique HF, et à degré moindre dans les purges des chaudières et des circuits de refroidissement [4].

1.3.2 Coagulation-floculation

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

Les particules en suspension dans une eau de surface proviennent de l'érosion du sol, de la dissolution de substances minérales et de la décomposition de la matière organique. A cet apport naturel, s'ajoutent les eaux d'égouts domestiques, industriels ou agricoles. En général, la turbidité est causée par des particules de matière inorganique, alors que la couleur est imputable aux particules de matière organique et aux hydroxydes de métaux. Entre ces particules il ya des forces de répulsion prédominantes qui empêchent leur agglomération.

Pour permettre l'adhésion des particules, il faut donc vaincre la barrière énergétique de répulsion [5]:

- soit en augmentant l'énergie cinétique des particules
- soit en abaissant la barrière de répulsion.

Dans le premier cas, il faudrait augmenter l'agitation des particules par élévation de température, ce qui est impossible pour les volumes d'eau à traiter. Dans le second cas, il faut annuler les forces de répulsion électrostatique, ou potentiel zêta [5].

Pour annuler le potentiel zêta, on peut :

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

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

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et produire des floes sont :

- le sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{ H}_2\text{O}$
- l'aluminate de sodium NaAlO_2
- le chlorure ferrique $\text{FeCl}_3, 6 \text{ H}_2\text{O}$
- le sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3, 9 \text{ H}_2\text{O}$
- le sulfate ferreux $\text{FeSO}_4, 7 \text{ H}_2\text{O}$.

On a longtemps pensé que les sels libéraient des ions Al^{3+} et Fe^{3+} qui neutralisaient la force de répulsion entre les particules colloïdales et favorisaient ainsi la coagulation. On sait maintenant que les mécanismes qui entrent en jeu sont plus complexes et que les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux-mêmes [5].

La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes [5] :

L'étape 1 : est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires polychargés positifs se forment. Ils sont très efficaces pour neutraliser la charge des colloïdes. Il s'agit de la véritable forme coagulante qui déstabilise les particules chargées négativement.

L'étape 2 : permet la formation de précipité $\text{M}(\text{OH})_3$. Cette réaction dépend de l'agitation du milieu. Ce précipité est l'élément qui assure la coalescence des colloïdes déstabilisés : c'est la forme floculante.

Après avoir été déstabilisées, les particules colloïdales ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres. Le taux d'agglomération des particules dépend de la probabilité des contacts et de l'efficacité de ces derniers. La floculation a justement pour but d'augmenter la probabilité de rencontre entre les particules grâce à l'agitation du fluide.

Les floes sont des précipités d'hydroxydes de métaux. Leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium sont représentées dans le tableau 1.2 [5].

Tableau 1.2: Zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium

Forme prédominante	pH
Al(OH)_3	5,8 à 7,2
Fe(OH)_3	5,5 à 8,3

De plus, dans ces gammes de pH, les formes dissoutes Fe^{3+} et Al^{3+} sont quasi-inexistantes. On minimise donc :

- les risques sanitaires par contamination de l'eau (Al^{3+}).
- la pollution colorée (Fe^{3+}).
- la corrosion du réseau du fait de l'existence de ferrobactéries et de phénomènes d'oxydoréduction.

1.3.3 Décantation-Flottation

La décantation peut être définie comme une technique de séparation des matières solides du liquide qui les contenait, sous l'influence des forces de gravité.

Sans addition de réactifs chimiques, la décantation n'assure que la séparation des matières en suspension décantables qui présentent une granulométrie supérieure à 50 μm . Cette opération, à l'origine d'une clarification partielle, est nommée décantation primaire.

L'élimination quasi totale des matières solides implique une coagulation- floculation préalable pour parfaire la clarification.

Les phénomènes de sédimentation peuvent se manifester différemment selon la concentration des matières en suspension, les caractéristiques propres des particules et les interactions possibles entre elles [6].

La sédimentation possède des limites certaines dans le cas où les particules ont une densité trop proche de celle de l'eau, elle devient inapplicable pour les particules moins denses. Il est alors nécessaire de recourir à une technique concurrente, comme par exemple, la flottation, qui est en réalité une séparation dans un champ gravitaire « inverse » par rapport à celui de la décantation.

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

Les lois gouvernant la séparation des phases solide-liquide par flottation sont les mêmes que celles de la décantation. Conformément à la formule de Stokes, on augmentera les performances de séparation des insolubles et par suite le taux de clarification en jouant sur deux paramètres [6] :

- **le diamètre des particules** : de la même façon qu'en décantation en procédant à un conditionnement chimique préalable des effluents moyennant l'apport de produits coagulants et flocculants ;
- **la différence de densité** : en effet celle-ci dépend toujours de la nature de la particule, mais il est possible d'incorporer une certaine quantité d'air ou de gaz à cette particule ou au floc formé de façon à provoquer une diminution de la masse volumique apparente de l'agglomérat ainsi constitué, qui permettra à l'attelage « air-floc » de se séparer avec une vitesse ascensionnelle beaucoup plus élevée qu'en décantation.

1.3.4 Traitements de séparation et concentration par membranes

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

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

Certaines membranes sont perméables à l'eau et retiennent tout ou partie des sels dissous et des matières organiques (exemple : osmose inverse, ultrafiltration) ; d'autres sont imperméables à l'eau, mais laissent passer certains solutés d'une façon spécifique (exemple : les membranes d'électrodialyse, qui ne laissent passer que les ions d'un certain signe) [7].

Tableau 1.3 : Diverses catégories de procédés à membranes appliquées dans le traitement des eaux [7].

Force motrice Provoquant le passage à travers la membrane	Membrane perméable à l'eau		Membrane imperméable à l'eau	
	Procédé	Substances traversant les membranes	Procédé	Substances traversant les membranes
Différence de pression	Osmose inverse (hyperfiltration) 20 à 80 bar.	Eau	Pervaporation (production sous vide)	Substances volatiles.
	Microfiltration 0.5 à 3 bar.	Eau + sels	Piézodialyse	sels
	Microfiltration 2 à 6 bar.	Eau + sels + virus + matières organiques		
Différence de concentration	Osmose directe	Eau	Dialyse	Sels, matières organiques (exemples : urée)
Différence de potentiel électrique			Electrodialyse	Ions

La différence de potentiel chimique, entre les deux milieux qui baignent chaque face de la membrane, est créée et entretenue par une force motrice qui, selon le cas, peut être une différence de pression (exemple : osmose inverse, ultrafiltration, microfiltration), de concentration (exemple : dialyse), de potentiel électrique (exemple : électrodialyse), etc. [7].

En tenant compte des paramètres ci-dessus, les diverses catégories de procédés à membranes théoriquement susceptibles d'être appliquées dans le traitement des eaux sont récapitulées dans le tableau 1.3.

En réalité, les procédés d'usage courant, sont l'ultrafiltration, l'osmose inverse et, à degré moindre, la micro et nanofiltration. Nous indiquons dans la figure 1.2, le pouvoir séparateur de ces différentes techniques [7].

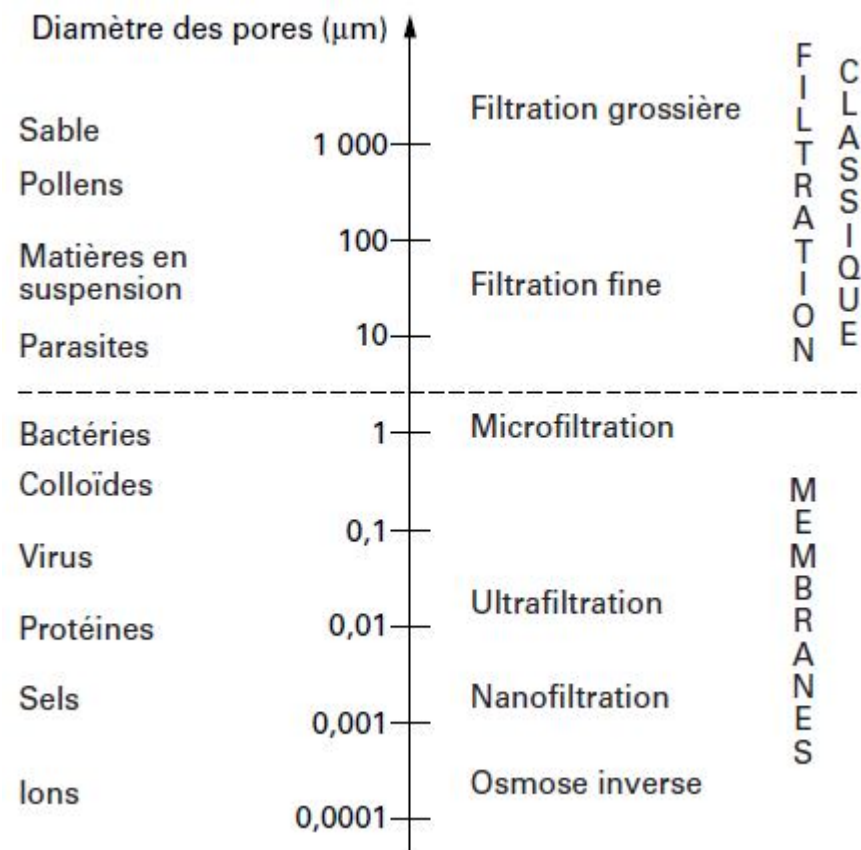


Figure 1.2 : Seuils de coupures des différents procédés de séparation mis en œuvre dans le traitement d'eau.

Ces procédés ont pour principales caractéristiques communes de ne pas comporter de changement de phase au cours de la séparation, d'utiliser des différences de pression comme force motrice et de mettre en œuvre des membranes perméables à l'eau.

D'une façon générale, on emploiera l'osmose inverse pour retenir tous les ions minéraux et les matières organiques à courtes chaînes de masse moléculaire supérieure à 100 environ, ce qui implique un fonctionnement à des pressions variant entre 25 et 80 bar. Les membranes de microfiltration et d'ultrafiltration permettent la séparation des colloïdes, bactéries, virus et des matières organiques à longues chaînes dont la masse est supérieure au point de coupure de la membrane ; la pression osmotique à vaincre restant négligeable, on utilise en pratique des pressions basses : 0,5 à 5 bar [7].

1.3.5 Échange d'ions

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

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

Ces résines existent sous deux formes : résines à cations, qui échangent des cations (calcium, magnésium, radium) et résines à anions, qui éliminent des anions (nitrate, arséniate, arsénite ou chromate). Dans les deux cas, on les renouvelle avec une solution de sel (chlorure de sodium). L'ion de sodium des résines à cations déplace les cations du site d'échange ; l'ion de chlorure des résines à anions déplace les anions du site d'échange. Dans l'ensemble, les résines à cations s'encrassent moins que les résines à anions. Les résines peuvent être conçues pour montrer une préférence à certains ions, ce qui permet d'adapter le processus à des contaminants spécifiques.

Ce traitement fonctionne au mieux dans une eau débarrassée des particules en suspension qui peuvent s'agglutiner sur la résine et limiter son efficacité [8].

1.3.6 Adsorption

L'adsorption définit la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des molécules organiques extraites de la phase liquide ou gazeuse dans laquelle ils sont immergés. Le phénomène de base mis en jeu est un transfert de masse à partir de la phase

liquide ou gazeuse vers la surface du matériau adsorbant, à laquelle le composé organique a tendance à se lier [9]. À côté des adsorbants naturels argileux (du type bentonite et montmorillonite) les adsorbants développés à l'échelle industrielle sont de natures diverses. On citera les alumines, les résines synthétiques adsorbantes neutres ou comportant des radicaux échangeables, comme des ions de même polarité, et surtout les charbons actifs de loin les plus utilisés [10].

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

L'adsorption est un traitement efficace pour enlever la matière organique, particulièrement quand la charge moléculaire est importante et la polarité est faible. Le charbon actif peut donc être utilisé pour enlever les phénols, les hydrocarbures saturés qui sont des molécules insolubles difficilement attaquables par l'ozone, les pesticides, les métaux lourds, les agents tensio-actifs... [11].

L'adsorption est un procédé où un solide est employé pour enlever une substance soluble de l'eau. Dans ce procédé, le charbon actif est le solide. Le charbon actif est produit spécifiquement pour couvrir une surface interne très grande (entre 500 et 1500 m² g⁻¹). Cette grande surface rend le charbon actif idéal pour l'adsorption. Il existe deux formes de charbons actifs: le charbon actif en poudre (PAC) et le charbon actif granulaire (GAC). Le GAC est, la plupart du temps, employé dans le traitement de l'eau, il peut adsorber les substances solubles suivantes [11]:

- Substances organiques et non polaires comme les huiles minérales, les BTEX, les poly-hydrocarbures aromatiques (PACs), les phénols (chlorure).
- Substances halogénées : I, Br, Cl, H et F.
- Odeur.
- Goût.
- Levures.
- Divers produits de fermentation.
- Substances non polaires (non solubles dans l'eau).

Exemples d'application :

- Traitement des eaux souterraines polluées
- Traitement contre les micropolluants, adsorption des traces de certains métaux lourds
- Rétention de chlore
- Filtration fine pour piscines
- Filtration finale pour le rejet d'effluents

Les performances des **filtres à charbon actif** dépendent de la température, ainsi que du composé à adsorber.

Pour les applications de traitement d'eau dans les procédés des industries alimentaires, la filtration au charbon actif est souvent accompagnée d'une désinfection UV [11].

1.3.7 Neutralisation des rejets industriels

De nombreux rejets industriels contiennent des matières alcalines ou acides qui nécessitent une neutralisation avant rejet dans un réseau d'égouts urbain ou dans les cours d'eau ou avant un traitement ultérieur chimique ou biologique.

La neutralisation d'un effluent consiste à ramener son pH (par acidification ou par alcalinisation) à une valeur fixée en fonction des besoins. En effet, suivant l'utilisation de l'effluent la valeur du pH peut sensiblement varier [12] :

- Avant rejet dans le milieu naturel, le pH doit être compris entre 5,5 et 8,5 (voire 9,5 lors d'une neutralisation avec de la chaux)
- Lors du passage de l'eau dans les canalisations, le pH doit avoir une valeur proche de l'équilibre calco-carbonique pour protéger les matériaux contre la corrosion (CO_2) et contre l'entartrage (calcaire).
- Lorsque la neutralisation est utilisée en prétraitement, la valeur du pH est variable suivant le traitement postérieur, qui impose le pH.
- Pour l'oxydation par NaClO des cyanures libres : $\text{pH} > 12$
- Pour la précipitation à la chaux des phosphates : $9 < \text{pH} < 12$
- Pour la précipitation des métaux : $7 < \text{pH} < 10,5$
- Pour la coagulation-floculation du fer III : $\text{pH} > 5$
- Pour la réduction du chrome IV en chrome III par le bisulfite de sodium : $\text{pH} < 2,5$.

On remarque, à travers tous ces exemples de traitement que le pH varie énormément. En effet, pour favoriser certaines réactions chimiques comme une réaction de précipitation ou d'oxydoréduction, il est facile d'imposer un pH, où les espèces qui doivent réagir prédominent en solution.

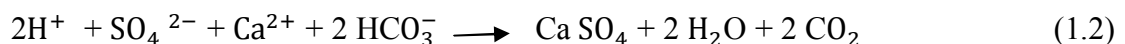
Pour les eaux résiduaires acides, comme pour celles basiques, il existe différents types d'eaux résiduaires. Les eaux usées peuvent contenir des acides ou bases puissants qui se dissolvent facilement dans l'eau (HCl, NaOH). Un simple mélange avec des alcalins ou alcalino terreux pour les acides, avec des acides pour les alcalins, suffit pour les neutraliser [12].

Certaines eaux usées contiennent des acides ou bases forts dont les sels se dissolvent difficilement dans l'eau (H_2SO_4). Enfin les eaux usées sont constituées également d'acides ou bases faibles. Actuellement, il existe plusieurs groupes de procédés de neutralisation, qui sont couramment employés [12] :

- L'utilisation du pouvoir tampon du milieu récepteur.
- Le mélange des eaux résiduaires acides avec des eaux résiduaires alcalines.
- L'adjonction de réactifs chimiques.
- La filtration par matériau filtrant neutralisant.

- Utilisation du pouvoir tampon du milieu récepteur

Par définition, une solution a un pouvoir tampon efficace lorsqu'elle peut subir des réactions acido-basiques sans modification du pH de la solution. L'utilisation de la consommation d'acides (pouvoir tampon) d'un milieu récepteur dépend de la dureté carbonatée de son eau. Par exemple, on peut écrire la réaction chimique :



Ainsi, après dépassement de son produit de solubilité, le sulfate de calcium est précipité sous forme de boue. Dans l'exemple ci-dessus, on peut calculer qu'un tel milieu peut absorber sans dommage 1,5 tonnes de H_2SO_4 par jour. Pour utiliser un tel procédé lors d'une neutralisation, il suffit de trouver une solution tampon, avec un pH adéquat, pour ramener le pH d'une solution à des proportions plus raisonnables.

- Adjonction de réactifs chimiques

Pour la neutralisation par adjonction de réactifs chimiques, les réactifs chimiques suivants sont les plus utilisés :

- Pour la **désacidification**, le carbonate de calcium en poudre (CaCO_3), la soude (NaOH), la chaux (Ca(OH)_2), les amines neutralisantes et le carbonate de sodium Na_2CO_3 .
- Pour l'**acidification**, le dioxyde de carbone (CO_2), l'acide sulfurique (H_2SO_4) ou l'acide chlorhydrique (HCl).

Le choix de l'agent de neutralisation dépend entre autre de la nature de l'acide ou de la base à neutraliser, de la quantité d'eau et des conditions locales. En général pour la neutralisation des acides, la chaux est souvent utilisée. Il faut au cours de la réaction chimique assurer une bonne homogénéisation dans la solution. Néanmoins, de telles opérations demeurent délicates et coûteuses en fonction des réactifs utilisés.

La réalisation pratique de ce procédé est assez simple. On place dans un mélangeur l'effluent à neutraliser et l'acide ou la base à l'aide de pompes doseuses dont le débit est régulé par contrôle du pH final. Une fois neutralisé, l'effluent sort du mélangeur à l'aide d'une pompe de soutirage.

- Mélanges des eaux résiduaires acides et alcalines

Bien que rare, il est parfois judicieux de penser à un tel procédé, puisqu'il utilise des réactifs présents sur place. Pour réaliser correctement la neutralisation désirée, une capacité suffisante d'homogénéisation est nécessaire. De plus, il peut y avoir formation dangereuse de gaz ou de sous-produits toxiques.

- Filtration sur matériau filtrant neutralisant

La filtration sur matériau filtrant neutralisant a lieu à une vitesse calculée de telle façon que les eaux résiduaires restent en contact avec le matériau filtrant jusqu'à ce que le degré de neutralisation souhaité soit obtenu, par exemple pH 6 à 9. Contrairement au calcaire ou au lait de chaux, ces agents de neutralisation ne produisent que de très petites quantités de boues [12].

1.3.8 Entraînement des polluants volatils par stripping

Le stripping, terme anglais, correspond à l'entraînement de gaz ou produits volatils dissous dans l'eau par l'action d'un autre gaz, en réalisant en fait une désorption.

Le domaine du stripping, dont l'efficacité ne sera optimale que dans une zone de pH bien déterminée, pouvant se situer fort loin de la neutralité, concerne les produits soufrés (hydrogène sulfuré H_2S , gaz sulfureux, les sulfures...), azotés (ammoniac dissous NH_3 , ions ammonium) et certaines matières organiques à caractère volatil (solvants, phénols, alcools...).

Les rejets industriels susceptibles d'être traités par stripping sont issus de [13] :

- l'industrie pétrochimique (extraction de l'hydrogène sulfuré et de l'ammoniac des eaux acides et des condensats) ;
- la tannerie et la fabrication de cellulose et pâte à papier (procédé dit au sulfate) dont les eaux résiduelles sont chargées de composés sulfurés ;
- les cokeries au niveau des eaux ammoniacales renfermant par ailleurs des composés phénoliques.

Dans la pratique, le stripping est réalisé dans des tours de contact où l'on fait ruisseler l'eau à traiter dans un contre-courant de gaz extracteur. Ces tours sont remplis d'un matériau de contact : anneaux de Raschig, coke, pouzzolane, remplissages plastiques tels qu'utilisés dans les réfrigérants atmosphériques modernes, etc.

Le gaz extracteur peut être de l'air, mais plus souvent de la vapeur ou des gaz de fumée, parfois du gaz naturel. Très souvent le débit de gaz vecteur doit être particulièrement important par rapport au débit d'eau à traiter.

Pour limiter au maximum les risques de pollutions atmosphériques, les produits volatils entraînés par le gaz vecteur sont détruits par combustion dans un four ou récupérés dans des solutions où ils sont fixés et/ou oxydés [13].

1.3.9 Traitements d'oxydoréduction

Ces réactions sont mises en œuvre pour modifier l'état de certains métaux (fer divalent chrome hexavalent...) ou certains composés soufrés et cyanurés afin [14]:

- soit de les rendre insolubles et de les éliminer par précipitation ;

- soit de les transformer en composés encore solubles, mais non toxiques.

1.3.9.1 Principales techniques d'oxydation

On peut procéder par oxydation physique (à l'air ou à l'oxygène) et par oxydation chimique en utilisant :

- soit des oxydants gazeux (chlore ou ozone en combinaison éventuellement avec un rayonnement ultraviolet).
- soit des réactifs oxydants liquides (dioxyde de chlore, hypochlorite de sodium, peroxyde d'hydrogène, acide mono persulfurique (acide de Caro), etc.

Il existe de nombreuses applications à la dépollution des rejets industriels qui concernent plus particulièrement les eaux résiduaires industrielles (ERI) [14] :

- Réactifs oxydants liquides :

En utilisant ces réactifs, on traite :

- **les eaux cyanurées** du traitement superficiel des métaux (ateliers de galvanoplastie), du lavage des gaz de hauts-fourneaux ou de la synthèse chimique. L'oxydation est réalisée selon la nature et la composition des composés cyanurés par les composés chlorés, le peroxyde d'hydrogène, les peracides (acide mono persulfurique et ses sels) ;
- **les condensats chargés d'hydrazine** : oxydation par H_2O_2 (peroxyde d'hydrogène) ;
- **les bains nitrites en galvanoplastie** : oxydation par $H_2O_2 + Fe^{2+}$ (réactif de Fenton) ou l'acide mono persulfurique H_2SO_5 ;
- **les rejets industriels renfermant des dérivés soufrés** (sulfites, thiosulfates, sulfures) par oxydation au peroxyde d'hydrogène, etc. ;
- **les rejets industriels renfermant des composés phénoliques** : oxydation par le réactif de Fenton ($H_2O_2 + Fe^{2+}$).

- Réactifs oxydants gazeux :

En utilisant l'air ou l'oxygène, avec éventuellement un catalyseur métallique (fer, cobalt, manganèse), on traite :

- **les soudes usées** riches en composés soufrés ;

- **les eaux résiduaires de décapage** chargées en ions ferreux Fe^{2+} .

En utilisant l’ozone en combinaison éventuellement avec des rayons ultraviolets, on traite :

- **les rejets contenant de faibles concentrations de micropolluants minéraux** (cyanures) ou **organiques** (phénols, pesticides...);
- **les rejets de l’industrie textile ou des papeteries** à l’issue d’une épuration biologique en vue de leur décoloration ;
- **bon nombre de rejets industriels** traités par voie physico-chimiques et/ou biologique en vue d’un **traitement d’affinage** permettant l’élimination complémentaire de la DCO résiduelle.

1.3.9.2 Techniques de réduction

Leur domaine d’application est extrêmement varié ; citons, à titre d’exemple, la possibilité d’utilisation des réactifs de réduction dans le traitement des nitrites qui, au lieu d’être oxydés en ions nitrates, peuvent très bien être transformés en azote à l’aide d’acide amino sulfonique NH_2SO_3H .

Il n’en reste pas moins vrai que le traitement de réduction le plus utilisé est celui appliqué à l’épuration des **eaux résiduaires chromatées** (chromates, bichromates), issues des ateliers de galvanoplastie, dont le rejet est interdit par suite de la forte toxicité de l’ion Cr^{6+} .

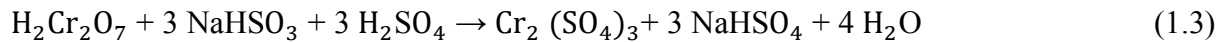
Le but du traitement est de **réduire le chrome hexavalent, très toxique, en chrome trivalent de toxicité moindre (déchromatation)**, éliminé par ailleurs à l’état d’hydrate, par précipitation en milieu alcalin ($pH = 8,5$), puis décantation [14].

La réduction peut être obtenue selon deux méthodes utilisant [14] :

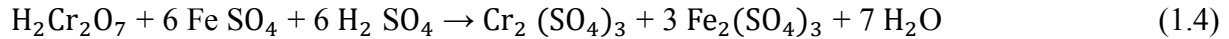
- soit l’anhydride sulfureux et ses dérivés (sulfite de sodium Na_2SO_3 , bisulfite de sodium $NaHSO_3$) ;
- soit le sulfate ferreux heptahydrate ou le fer métallique.

Le traitement de réduction généralement réalisé en milieu acide, s’effectue suivant les réactions :

- avec le bisulfite de sodium :



- avec le sulfate ferreux :



La réaction (1.3) est pratiquement instantanée pour des pH < 2,5, mais la cinétique de réaction diminue rapidement lorsque le pH augmente (seuil critique pH : 3,5).

La réduction avec le sulfate ferreux [réaction (1.4)], produit de récupération de faible valeur marchande, est plus tolérante et peut être réalisée à un pH < 6, avec régulation.

1.3.10 Electrocoagulation

L'électrocoagulation est un procédé d'électrolyse à électrodes solubles qui met en solution des cations métalliques (Fe^{3+} ou Al^{3+}) provoquant la coagulation des colloïdes. L'électrolyse a également une action sur les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent. Les courants d'ions et de particules chargées créés par le champ électrique augmentent la probabilité de collision entre ions et particules de signes contraires qui migrent en sens opposé. Cette action rassemble les matières en suspension sous forme d'un floc que l'on élimine par un procédé classique (décantation, flottation, filtration).

Obtenu sans agitation mécanique et sans apport de produits extérieurs, le floc est plus compact et le volume des boues est beaucoup plus faible qu'avec un procédé de coagulation-floculation chimique [15].

L'électrocoagulation divise par un facteur 4 à 5 l'apport extérieur de réactifs et de salinité par rapport à la coagulation chimique. Dans la comparaison, il faut ajouter à l'accroissement sensible du volume des boues, les effets de l'agitation violente qu'il faut provoquer dans la floculation chimique pour que les colloïdes accèdent à la surface de l'hydroxyde (1 cm³ d'hydroxyde de fer développe 6000 m² de surface) : cette agitation peut disperser le floc.

L'électrocoagulation-floculation donne d'excellents résultats pour les effluents chargés essentiellement de matières colloïdales ou de matières en suspension: on atteint, dans ces cas, des taux d'élimination de 90 à 98% de D.T.O. (Demande Totale en Oxygène, c'est la quantité d'oxygène consommée après oxydation d'un échantillon dans un four à 900°C) et de 98 à 99%

pour les M.E.S (matières en suspension) et les matières colloïdales. C'est le cas particulièrement pour les effluents de lavage de laine, colorants, papiers peints... Cette méthode permet aussi de tuer les bactéries et virus à 99,99%. Le procédé présente aussi l'avantage d'éliminer les matières les moins biodégradables et de rendre ainsi plus facile un traitement biologique en aval [15].

L'électrocoagulateur type est un électrolyseur rectangulaire à électrodes planes conçu pour faciliter le remplacement des anodes consommables (en usage courant, tous les 2 ou 3 mois). Cette disposition facilite également le regroupement du floc à la partie supérieure sous l'effet des bulles de gaz (O_2 et H_2) dégagées par les électrodes. Les bulles d'hydrogène dégagées sur ces cathodes contribuent à l'agitation de l'effluent à épurer. Pour accroître cette agitation et éviter ainsi l'accumulation de dépôts sur les parois de la cuve, on injecte de l'air dans le courant d'effluent qui traverse l'électrolyseur transversalement [15].

Le schéma de la figure 1.3 représente une parmi plusieurs configurations de réacteurs d'électrocoagulation où le bloc d'électrodes est muni d'une anode (-), d'une cathode (+) et de trois électrodes bipolaires, aussi appelées électrodes sacrificielles. N'étant pas branchées au bloc d'alimentation, ces dernières se chargent d'elles-mêmes au passage du courant électrique produit entre l'anode et la cathode. Par conséquent, chaque électrode sacrificielle est chargée positivement d'un bord et négativement de l'autre, comme l'indique le schéma de la figure 1.4.

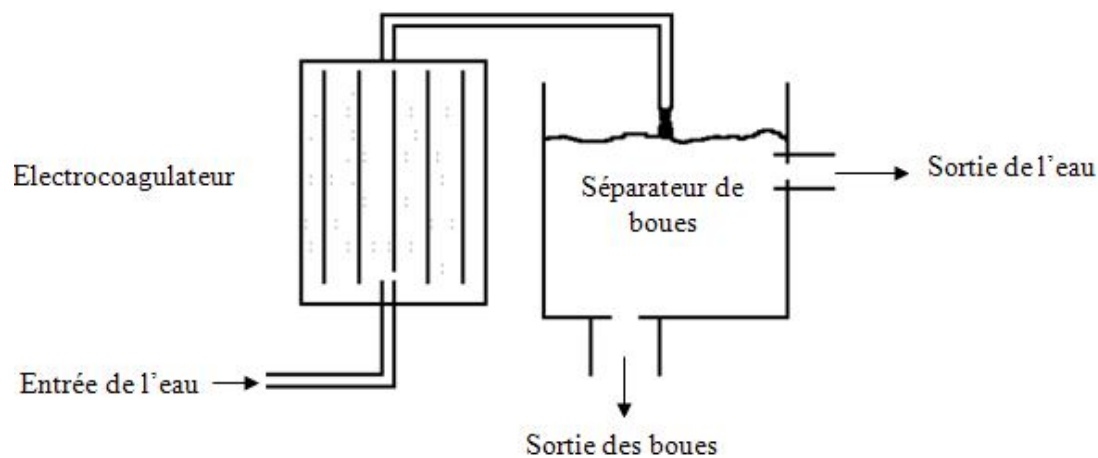


Figure 1.3: configuration d'un électrocoagulateur

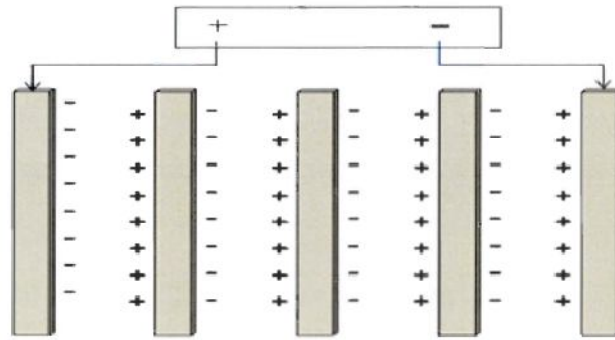


Figure 1.4: Schéma des électrodes

Les réalisations existantes sont très nombreuses et en général petites. Leur avantage est qu'elles nécessitent peu de maintenance, peu de suivi par l'opérateur et demandent peu d'énergie. La dépense d'énergie est variable d'une application à l'autre, elle est souvent comprise entre 0,5 et 4 kWh par m³ traité. La conséquence est que cette technique est souvent moins cher que la plupart des autres technologies avec en plus des résultats conséquents et surs [15].

Chapitre 2

Traitement des eaux par électrocoagulation

2.1 Introduction

Tel que son nom l'indique, l'électrocoagulation est la fusion des sciences de l'électrochimie et de la coagulation. En effet, l'électrocoagulation est un procédé électrochimique complexe qui met à profit un éventail de phénomènes physiques et chimiques pour entraîner l'abattement des polluants disséminés dans l'effluent. Ce procédé s'opère à l'aide d'électrodes (anodes et cathodes), lesquelles sont plongées dans le milieu aqueux.

Contrairement au procédé de coagulation classique qui libère en solution des ions métalliques par ajout externe de sels métalliques, les anodes implantées dans la cellule d'électrocoagulation, généralement constituées d'aluminium ou de fer, libèrent par processus d'oxydation des cations métalliques in situ (électrodissolution anodique) [16]. En plus, il y a génération de microbulles de gaz électrolytiques (hydrogène) par réduction à la cathode. Par l'action d'une vaste gamme de mécanismes physico-chimiques qui s'enclenchent alors, il y a déstabilisation des espèces polluantes et leur extirpation subséquente de l'effluent sous la forme de floes, agrégats et précipités.

Tel qu'il est possible de le constater, l'électrocoagulation s'apparente fortement à la coagulation classique sans toutefois composer avec certains de ses inconvénients de conception et d'opération ce qui ravive l'intérêt manifesté par nombre de chercheurs envers cette technologie. En effet, les procédés électrochimiques se distinguent par leur versatilité épuratrice, leur faible coût, leur facilité d'automatisation et leur compatibilité environnementale [17]. D'autres avantages sont cités dans la littérature dont la rapidité de réaction, la compacité des équipements, la simplicité d'opération et d'entretien d'une cellule d'électrocoagulation et la plus grande siccité des boues produites [18, 19, 20, 21, 22].

2.2 Historique du procédé d'électrocoagulation

Le premier document rapportant l'utilisation de l'électrocoagulation (EC) pour le traitement des effluents est un brevet américain déposé en 1880 par Webster [23] qui utilisait

des électrodes en fer. La même année, une station d'épuration fut construite sur la base de ce brevet à Salford (Grande-Bretagne) pour traiter les eaux polluées urbaines. En 1909, Harries déposa un nouveau brevet sur ce procédé : les anodes étaient alors constituées de plaques de fer et d'aluminium. En 1912, deux autres stations de traitements des eaux usées furent construites sur ce principe, aux Etats-Unis. Cependant leur fonctionnement fut stoppé quelques années plus tard (1930) en raison du coût qui était deux fois plus élevé que celui d'un traitement classique. En 1946, Stuart étudia plus précisément le procédé avec un réacteur équipé d'électrodes en aluminium. Comparant le procédé de coagulation physico-chimique et le procédé électrochimique, il observa que le phénomène de coagulation semble plus rapide avec la méthode électrochimique. Bollina (1947), se basa sur les résultats de Stuart et réalisa une comparaison économique des deux procédés [24]. Il estima que pour les installations de petites tailles, l'électrocoagulation peut s'avérer plus compétitive que les procédés classiques. Les recherches se sont poursuivies sur les effluents de caractéristiques très différentes : Holden (1956) [25] s'intéressa à la possibilité de traiter les eaux de surface pour la production d'eau potable alors que Sadek (1970) [26] proposa un traitement des eaux usées en éliminant les phosphates par électrocoagulation. Back et coll. en 1974, employèrent le procédé pour le traitement des effluents issus des industries agro-alimentaires. En 1975, Strokach en URSS, évoqua divers « électrocoagulateurs » permettant le traitement et le recyclage des eaux usées pour une éventuelle réutilisation en agriculture. En 1980, de nombreux travaux ont été présentés par des chercheurs russes sur l'électrocoagulation comme moyen de traitement efficace des eaux usées [23]. Enfin, en 1984, Vik réalisa un travail conséquent démontrant la possibilité de produire de l'eau potable par le procédé d'électrocoagulation à partir des eaux naturelles norvégiennes fortement chargées en substances humiques [22].

En dépit de ces nombreuses recherches, le procédé d'électrocoagulation (EC) a marqué un net recul en raison de l'évolution des autres procédés de traitement des eaux qui sont apparus plus simples et moins coûteux. Ainsi l'électrocoagulation était finalement peu développée jusqu'au début des années 90.

Le développement de la législation concernant les rejets d'eaux polluées en milieu naturel, ainsi que l'avancement des recherches dans les différents procédés électrochimiques ont, dans les années 80, réactualisé l'électrocoagulation qui a alors connu un regain d'intérêt [27].

Les efforts récents concernant le développement des procédés propres de traitement des eaux, ont permis à l'électrocoagulation de prendre de l'importance, offrant ainsi un coût d'investissement et de traitement compétitif, et une large efficacité d'élimination des polluants.

Les industries de traitement de surface ont été les premières à instaurer des procédés d'électrocoagulation, en France, dans les années 90. Depuis, la technologie des procédés EC n'a cessé d'être développée et améliorée dans des domaines industriels variés (textile, agroalimentaire, semi - conducteurs...).

L'importance de l'électrocoagulation s'est accrue du fait de son efficacité, généralement supérieure aux autres techniques, pour éliminer les différentes formes de pollution, répertoriées par les indicateurs suivants [27]:

- DCO : Demande chimique en oxygène,
- DBO : Demande biologique en oxygène,
- COT : Carbone organique total,
- MES : Matières en suspensions,
- TDS : Taux de solides dissous,
- TAC : Titre alcalimétrique complet,
- Les métaux lourds,
- ABS : Coloration liée à l'absorbance de l'effluent.

2.3 Principe du procédé d'électrocoagulation

Le procédé d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}), susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation – floculation des polluants que l'on souhaite éliminer [27].

La coagulation est l'opération de déstabilisation des particules colloïdales en suspension par neutralisation de la charge surfacique négative responsable de la force de répulsion entre ces particules à l'aide des cations générés par le matériau de l'anode et des

produits de leur hydrolyse. Les particules déstabilisées s'adsorbent sur les précipités tels que $M(OH)_3$ et s'agglomèrent pour former des floccs ; c'est la floculation.

La figure 2.1 présente le principe du procédé d'électrocoagulation.

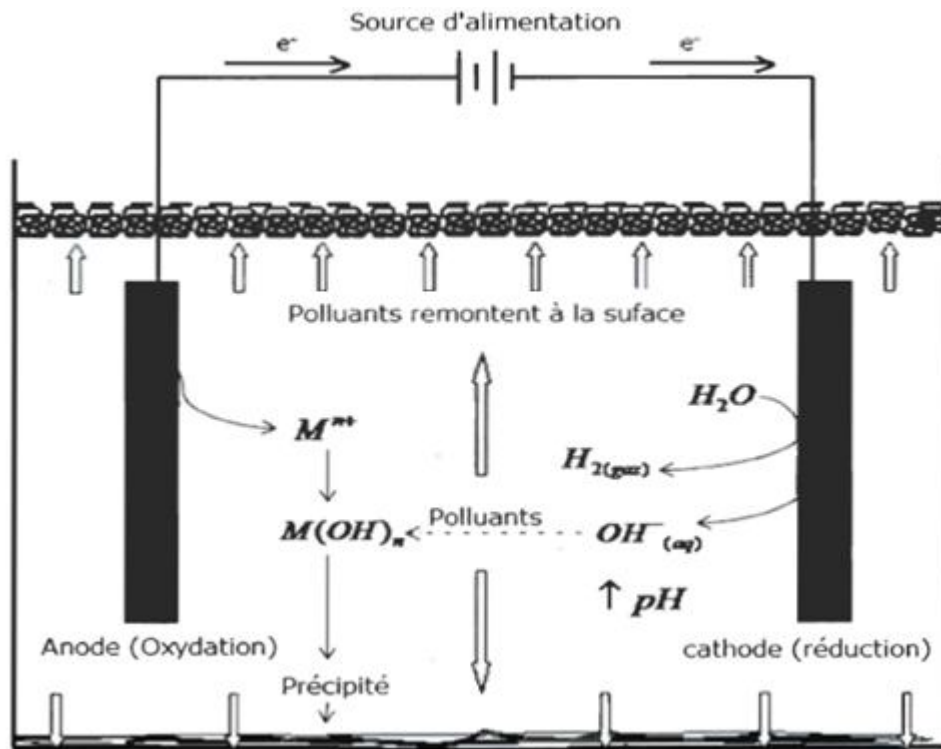


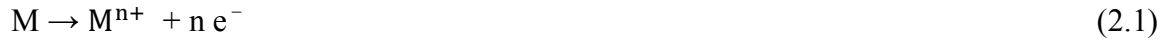
Figure 2.1: Schéma du principe d'électrocoagulation [19]

Les anodes et les cathodes utilisées peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube. Ces électrodes peuvent être constituées de divers métaux qui sont choisis de manière à optimiser le procédé d'électrocoagulation. Les deux métaux communément utilisés sont le fer et l'aluminium [28].

Les principales réactions qui se déroulent avec les électrodes sont [19]:

A l'anode

- L'oxydation du métal :



- L'oxydation de l'eau :



A la cathode

- La réduction de l'eau :



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

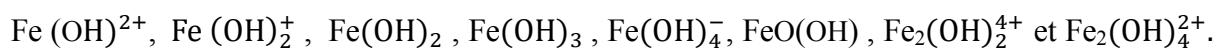
Dans le cas d'une anode en aluminium, le cation métallique formé est Al^{3+} , tandis que l'utilisation d'une électrode en fer conduit à la formation d'ions ferreux Fe^{2+} , qui peuvent s'oxyder en présence d'oxygène dissous pour donner les ions ferriques Fe^{3+} .

Les cations métalliques forment des complexes avec les ions hydroxydes. L'espèce majoritaire dépend du pH du milieu.

Dans le cas de l'aluminium, on trouve une multitude de complexes anioniques et cationiques [29]. On peut distinguer :

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

Dans le cas du fer, on trouve les complexes tels que [30]:



Ces espèces jouent le rôle de coagulant et conduisent à la formation de précipités, puis de floccs facilement éliminables. La différence entre l'électrocoagulation et la coagulation chimique réside principalement dans la source des coagulants, qui sont générés électrochimiquement in situ dans l'une, et ajoutés directement sous forme de composés chimiques dans l'autre. En revanche, les procédés classiques basés sur la coagulation chimique n'ont besoin que d'énergie mécanique pour réaliser l'agitation tandis que l'électrocoagulation consomme aussi de l'énergie électrique essentiellement pour dissoudre l'anode sacrificielle. Au voisinage de la cathode, la réduction du solvant (eau) provoque la formation du gaz hydrogène. Ce dégagement de gaz se présente sous formes de bulles, estimées à un diamètre d'environ 10 à 100 μm , et contribue fortement à l'agitation du milieu. Dans certains cas, lorsque l'installation est conçue dans le but de réaliser une floculation après électrocoagulation, ces bulles adhèrent aux solides formés en solution (adsorbant- polluant) et favorisent leur flottation. Les données bibliographiques présentées jusqu'à nos jours, ne s'intéressent pas aux bulles d'hydrogène formées au cours de l'électrocoagulation. Leur rôle semble limité à une légère contribution dans l'agitation et dans la flottation, lorsqu'elle a lieu [31].

2.4 Réactions aux électrodes

Un réacteur simple d'électrocoagulation est composé d'une anode et une cathode comme il est représenté dans la figure 2.1 (§ 2.3). Quand une tension est appliquée à partir d'une source d'alimentation externe, le matériau de l'anode subit l'oxydation, tandis que la cathode est soumise à la réduction [23].

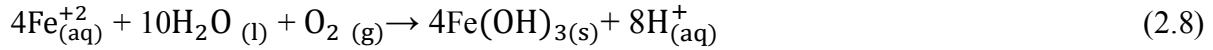
La dissolution électrolytique de l'anode d'aluminium produit des espèces monomères cationiques tels que Al^{3+} et $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ à pH faible, qui, à des valeurs de pH appropriées, sont convertis en $\text{Al}(\text{OH})_3$ et, éventuellement, polymérisés en $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$ selon les réactions suivantes [20]:



Dans le processus électrolytique le fer est oxydé en hydroxyde de fer, $\text{Fe}(\text{OH})_n$, où n est 2 ou 3. Deux mécanismes ont été proposés pour la formation de $\text{Fe}(\text{OH})_n$ [32]:

• Mécanisme 1

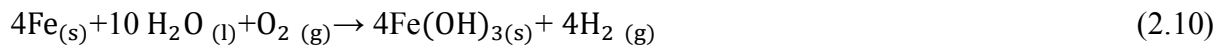
- Anode:



- Cathode:



- Reaction globale:



• Mécanisme 2

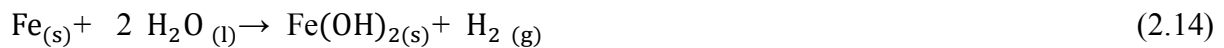
- Anode:



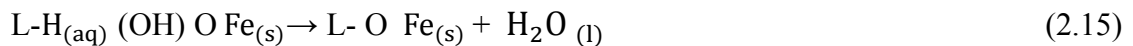
- Cathode:



- Reaction globale:



$\text{Fe}(\text{OH})_n$ produit, reste dans le flux aqueux comme une suspension gélatineuse, qui peut supprimer les polluants des eaux usées, soit par complexation ou par attraction électrostatique suivie par coagulation [32]. Dans le cas de complexation en surface le polluant agit comme ligand (L) pour se lier au fer hydraté:



En outre, dans de nombreuses eaux usées qui contiennent des chlorures, un autre oxydant fort de l'hypochlorite peut être formé selon la réaction de l'équation. (2.16) [33].



Le procédé d'électrocoagulation est intrinsèquement associé à l'électroflottation par les bulles d'hydrogène et d'oxygène produites à la cathode et à l'anode, respectivement. Le succès du procédé d'électrocoagulation, et d'ailleurs le procédé d'électroflottation est déterminé par la taille des bulles ainsi que par le bon mélange des bulles avec l'eau usée. On croit généralement que les petites bulles fournissent plus de surface pour la fixation des particules dans le flux aqueux, conduisant à une meilleure efficacité de séparation du procédé d'électroflottation [19].

2.5 Tension d'électrolyse

Lors d'une électrolyse, la différence de potentiel U_{App} qu'il faut réellement appliquer aux bornes de la cellule est constituée par la somme de plusieurs termes. La relation entre les différentes composantes de l'équation de la tension d'électrolyse a été décrite de diverses manières par de nombreux auteurs [34, 35,36].

La tension U_{App} de la cellule se décompose en différentes contributions:

1. Le potentiel d'équilibre réversible de l'anode, E_{oa} .
2. La surtension d'activation à l'anode, η_{Aa} , qui est fonction de la densité de courant.
3. La surtension de diffusion à l'anode η_{Da} , est le résultat de la différence de concentration entre la surface de l'anode et l'électrolyte, due à la lenteur relative des phénomènes de diffusion - convection.
4. La chute ohmique dans la masse de la solution, qui transforme une partie de l'énergie électrique fournie en chaleur, par effet joule.
5. La surtension de diffusion à la cathode η_{De} , générée par le gradient de concentration au voisinage de la cathode.
6. La surtension d'activation, η_{Ac} , de la réaction électrochimique se produisant à la cathode.
7. Le potentiel d'équilibre réversible de la cathode, E_{oc} .

La figure 2.2 illustre la décomposition de la tension de la cellule électrochimique.

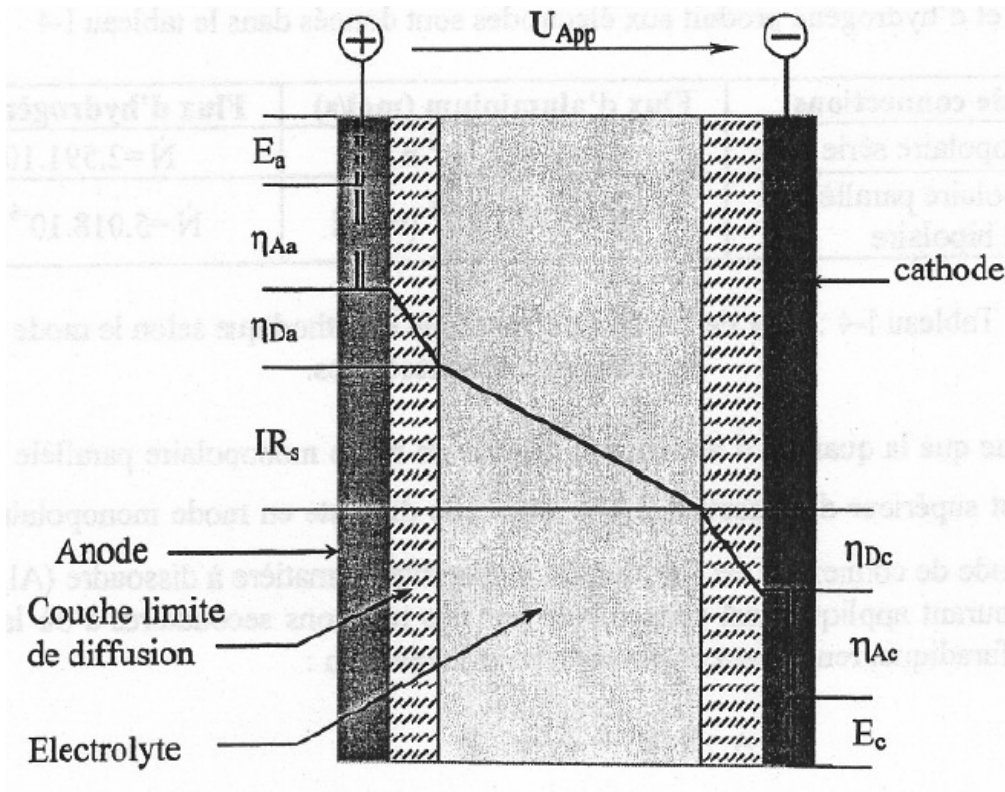


Figure 2.2 Décomposition de la tension de la cellule électrochimique [27]

La tension appliquée aux bornes des électrodes est donnée par l'équation (2.17).

$$U_{App} = E_a - E_c + \eta_{Aa} + \eta_{Da} + |\eta_{Dc}| + |\eta_{Ac}| + R_s \cdot I \quad (2.17)$$

On peut retenir la formulation suivante :

$$U_{App} = E_{eq} + \Sigma \eta + I R \quad (2.18)$$

Avec :

U_{App} : tension mesurée aux bornes de l'électrolyseur (V).

E_{eq} : potentiel d'équilibre (V).

$\Sigma \eta$: somme des surtensions anodiques et cathodiques (V).

IR : chute ohmique (V).

Le potentiel d'équilibre (E_{eq}) correspondant à la différence des potentiels d'abandon à courant nul de l'anode et de la cathode : il s'agit de la différence de potentiel théoriquement nécessaire pour que les réactions d'oxydoréduction aient lieu. La somme des surtensions $\Sigma \eta$,

exprime les contraintes cinétiques des réactions aux électrodes. Elle caractérise les différentes étapes de la réaction électrochimique.

La chute ohmique (IR), quant à elle, est caractéristique de la composition de la solution et de sa conductivité.

On peut écrire, dans le cas des électrodes planes l'équation suivante :

$$IR = \frac{Id}{Ak} \quad (2.19)$$

Avec :

I : intensité imposée (A).

d : distance entre les électrodes (cm).

A : surface active de l'électrode (cm²).

k : conductivité de la solution (S.cm⁻¹).

Pour une intensité donnée, cette chute ohmique peut être réduite soit en rapprochant les électrodes, soit en utilisant une surface plus importante, ou en augmentant la conductivité de la solution [37]. La surtension de concentration, également connue comme surtension de transfert de masse ou surtension de diffusion, est causée par les différences de concentration des espèces électroactives entre le sein de la solution et la surface de l'électrode. Cette condition survient lorsque la réaction électrochimique est suffisamment rapide pour réduire la concentration de surface des espèces électroactives de la solution en dessous de celle du sein de la solution. La surtension de concentration est négligeable lorsque la vitesse de la réaction est beaucoup plus petite que le coefficient de transfert de masse. La surtension de transfert de masse peut être réduite par augmentation de la masse des ions métalliques transportés de la surface de l'anode vers le sein de la solution et peut être réalisée en augmentant la turbulence de la solution. Elle peut également être surmontée en faisant passer la solution d'électrolyte de l'anode à la cathode à une vitesse supérieure en utilisant des moyens mécaniques. La surtension cinétique (aussi appelée potentiel d'activation) a son origine dans la barrière d'énergie d'activation pour les réactions de transfert d'électrons. La surtension d'activation est particulièrement élevée pour l'évolution des gaz sur certaines électrodes. Les deux surtensions cinétiques et de concentration augmentent lorsque le courant augmente [19].

Lorsqu'on impose une intensité de courant, l'anode et la cathode acquièrent un potentiel différent de leur potentiel d'abandon initial. Ainsi, pour une intensité donnée, si le

potentiel de l'anode et de la cathode tendent respectivement vers des valeurs E_a et E_c , avec $E_a > E_{oa}$ (anode) et $E_c < E_{oc}$ (cathode), alors ces potentiels d'électrodes E_a et E_c sont accessibles, soit par mesures directes réalisées dans une cellule d'électrolyse, soit par l'utilisation d'un potentiomètre.

En ce qui concerne la différence de potentiel appliquée, on estime généralement, que pour des conductivités faibles, le terme ohmique IR représente la composante principale. Cependant, lorsque I tend vers zéro, les deux contributions E_{eq} et $\Sigma\eta$ constituent la plus grande partie de U_{App} .

Le terme U_{App} contribue fortement au coût du procédé. On peut, en effet accéder aisément à la puissance P utilisée par le système par l'équation (2.20).

$$P = U_{App} I \text{ (en Watt)} \quad (2.20)$$

La connaissance du débit d'alimentation de la cellule permet de déterminer le coût de la dépense en énergie électrique par unité de volume (kWh m^{-3}).

Pour une évaluation précise de la consommation en énergie électrique, il serait important de tenir compte du rendement du redresseur et de l'énergie de fonctionnement des pompes [38].

Pour qu'une réaction soit thermodynamiquement possible, il faut :

- Dans le cas d'une oxydation, que le potentiel E_a soit supérieur à E_{oa} , potentiel d'équilibre électrochimique du couple redox considéré.
- Dans le cas d'une réduction, que le potentiel E_c soit inférieur à E_{oc} , potentiel d'équilibre électrochimique du couple redox considéré.

Cependant, si ces conditions sont nécessaires, elles ne sont pas suffisantes puisque les valeurs des potentiels n'apportent aucune indication concernant, en particulier, les cinétiques des réactions. Pour rendre compte de ces vitesses de réactions, il faut considérer les différentes étapes qui interviennent lors d'une réaction électrochimique et qui sont représentées dans la figure 2.3

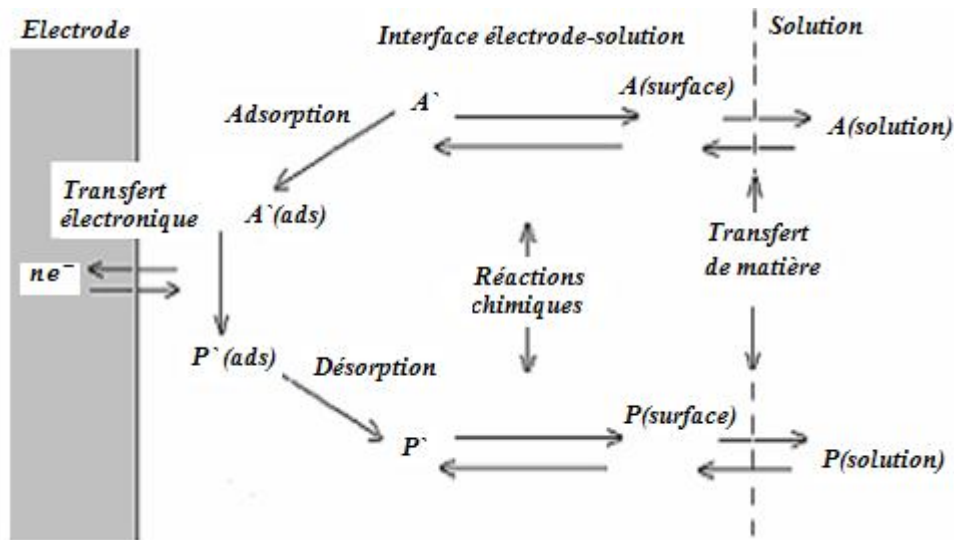


Figure 2.3 : Les différentes étapes d’une réaction électrochimique [35]

La vitesse d’une réaction électrochimique est principalement fonction des processus de transfert de matière, de transfert électronique à la surface de l’électrode, des réactions chimiques qui précèdent ou suivent le transfert électronique et des autres réactions telles que l’adsorption et la désorption à la surface de l’électrode [35,39]

Cela implique, bien entendu, que la vitesse globale d’une réaction électrochimique est dépendante des cinétiques des réactions et des processus les plus lents, ces étapes étant alors qualifiées de cinétiquement limitantes. Comme nous l’avons vu précédemment, à chacune des étapes est associée, une surtension ; la somme des surtensions correspond alors à la réaction électrochimique globale.

Les différentes relations indiquées dans la littérature sont issues des travaux de Faraday.

La relation de proportionnalité entre le courant Faradique et la vitesse d’électrolyse est :

$$v = \frac{I}{nFA} = \frac{i}{nF} \tag{2.21}$$

Avec :

v : vitesse d’oxydation ou de réduction ($\text{mol.s}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$).

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

n : nombre d'électrons dans la réaction considérée.

A : surface active de l'électrode (cm²).

I : intensité du courant (A).

i : densité du courant (A. cm⁻²).

A partir de cette équation, de nombreux modèles ont été établis en fonction des étapes déterminantes de la vitesse de la réaction globale.

On peut ainsi établir des modèles concernant les vitesses de réactions lorsque le transfert de matière est l'étape limitante ou, au contraire, lorsque c'est une réaction chimique qui détermine la vitesse de la réaction électrochimique globale [27].

2.6 Elimination de la pollution des eaux par électrocoagulation

2.6.1 Les colloïdes

2.6.1.1 Introduction

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous trois états [40] :

- état de suspension qui regroupe les plus grosses particules,
- état colloïdal et
- état dissous des sels minéraux et des molécules organiques.

Cette classification résulte de la taille des particules. Les colloïdes présentent un diamètre compris entre 1 µm et 1 nm. Ils possèdent deux autres caractéristiques très importantes. Leur rapport surface / volume leur confère des propriétés d'adsorption des ions présents dans l'eau. Ce phénomène explique en partie l'existence de charges électriques à leur surface. Ces charges, souvent négatives, engendrent des forces de répulsion intercolloïdales. Celles-ci permettent d'expliquer la grande stabilité de ces particules mises en solution. Leur densité, qui peut atteindre 2.5, ne modifie pas la valeur de leur vitesse de décantation.

L'origine des colloïdes est très diverse. On peut citer l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles [40].

2.6.1.2 Les types de colloïdes

Les macromolécules organiques (protéines, sucre) constituent les particules hydrophiles. Elles présentent des groupements électro-négatifs de type $R-NH_2$, $R-OH$, $R-COOH$. Ces radicaux créent des liaisons hydrogène avec les molécules d'eau. Ces liaisons sont essentiellement de nature électrostatique entre les atomes d'hydrogène de charge positive partielle des molécules d'eau et les éléments électro-négatifs (N, O) portant une charge négative due au doublet d'électrons libres (figure 2.4). L'énergie unitaire mise en jeu est de l'ordre de quelques $kcal.mole^{-1}$, soit 10 fois l'énergie des forces d'attraction de VAN DER WALLS [40].

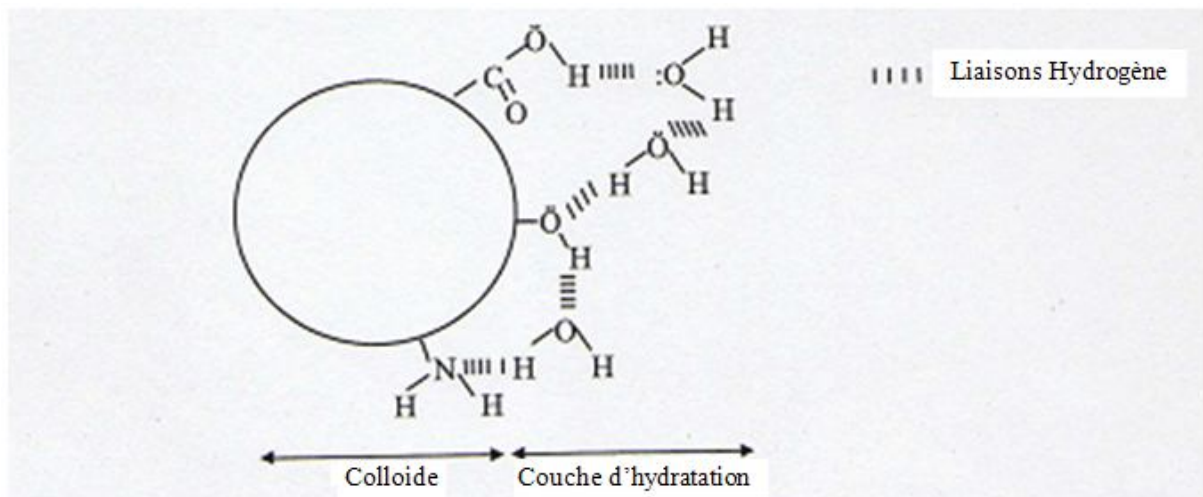


Figure 2.4 : Représentation d'un colloïde hydrophile [40].

L'épaisseur de la couche d'hydratation dépend de la température. En effet, le pourcentage de molécules d'eau liées et libres en découle directement. Les molécules d'eau libres sont disponibles pour créer des liaisons. Les autres forment des amas de molécules d'eau plus ou moins importants. Voilà pourquoi il est plus facile de dissoudre un composé dans l'eau chaude.

Les colloïdes hydrophobes sont en général de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Leur surface présente des charges négatives qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant

toute agglomération. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité. Peu de colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes. Il s'agit en fait d'un degré d'hydratation plus ou moins important autorisé par la présence de groupements fonctionnels de type hydrophile. Cette couche d'hydratation s'oppose au rapprochement des particules colloïdales et constitue un facteur de stabilisation. Il est à noter que les colloïdes de nature hydrophile sont responsables de la coloration des eaux [40].

2.6.1.3 Structure des colloïdes

Dans une eau de surface, les colloïdes portent des charges électriques négatives situées à leur surface. L'ensemble constitue la charge primaire de la particule qui a pour origine l'ionisation de groupements chimiques tels que OH, COOH et NH₂ et l'adsorption d'anions présents dans l'eau. Ces charges négatives attirent les ions positifs en solution dans l'eau. Ceux-ci sont étroitement collés au colloïde et forment la couche liée ou couche de STERN. Cette couronne accompagne la particule lors de ces déplacements dans l'élément liquide. La couche de STERN attire à son tour des anions accompagnés d'une faible quantité de cations. Cette nouvelle formation comporte une alternance d'anions et de cations. C'est la couche diffuse ou couche de GOUY. Il y a donc formation d'une double couche ionique, présente au niveau de tout colloïde.

La couche de STERN indissociable du colloïde possède une charge inférieure à celle de la particule et est composée exclusivement de cations. La couche de GOUY présente un nombre décroissant d'anions et croissant de cations au fur et à mesure de l'éloignement de la surface du colloïde.

Il se crée entre ces deux couches un potentiel électrostatique ou de NERNST qui est fonction de la température. Ce potentiel s'exprime en fonction de la quantité de charges positives et négatives présentes au niveau de la double couche. La figure 2.5 donne l'allure de la variation de ce potentiel à partir de la surface vers la périphérie.

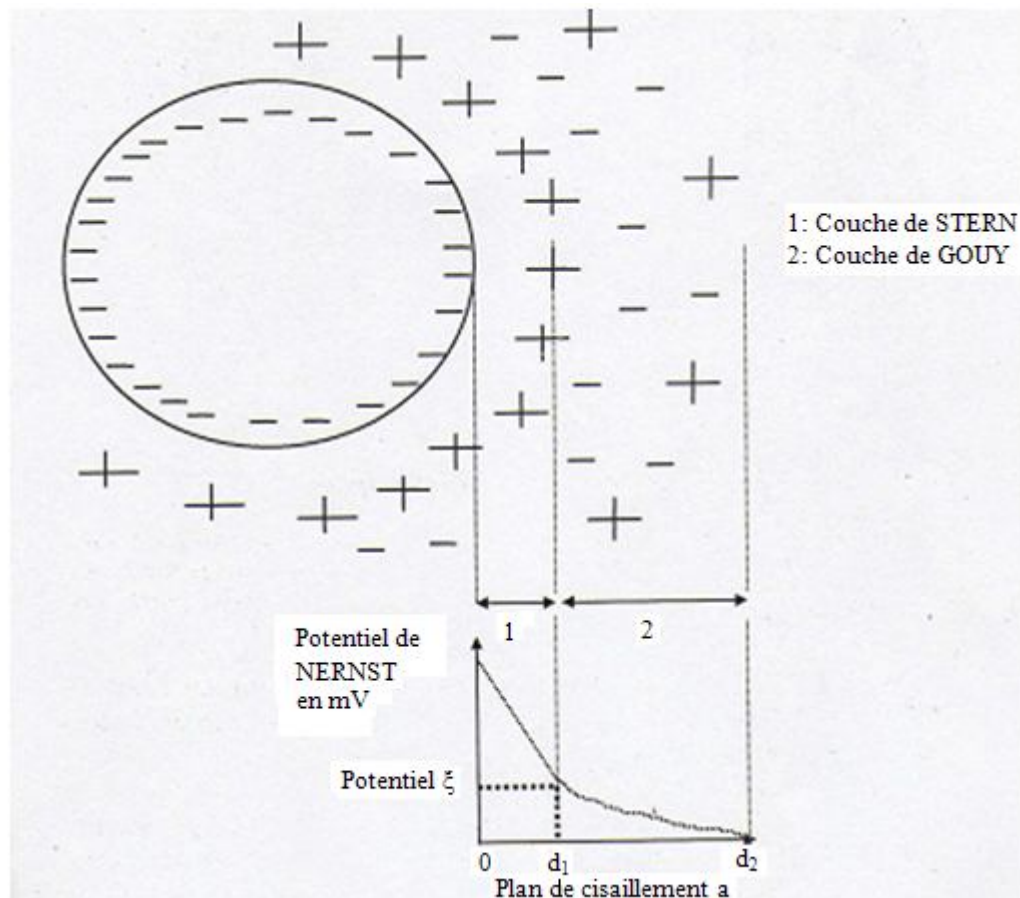


Figure 2.5 Distribution ionique autour d'un colloïde [40].

La couche liée est définie entre la surface de la particule et la distance d_1 . Le potentiel électrostatique décroît linéairement, car les cations constitutifs sont empilés uniformément. La couche diffuse s'inscrit entre les points d_1 et d_2 . Sa répartition ionique n'étant pas figée car issue d'un mélange aléatoire de cations et d'anions, le potentiel électrostatique décroît d'une manière non linéaire.

La limite entre la couche de STERN et celle de GOUY, définit le plan de cisaillement a , localisé à la distance d_1 de la surface du colloïde. Il caractérise le plan entre la partie de la solution solidaire du colloïde (couche liée) et celle se déplaçant indépendamment ou avec un certain retard. La valeur du potentiel électrostatique au niveau de a est le potentiel zêta noté ξ . Il caractérise le signe de la charge primaire. Les colloïdes étant chargés négativement, ce

potentiel est négatif. Les particules de potentiel zêta négatif se repoussent très fortement inhibant toute agglomération. Elles peuvent rester très longtemps en suspension quelque soit leur densité. La valeur de ξ est de -30 à -35 mV dans les eaux naturelles [40].

2.6.1.4 Stabilité des colloïdes

La stabilité des colloïdes hydrophobes est assurée par les répulsions interparticulaires, dues à l'existence d'une charge électrique portée par la phase solide à son contact avec le milieu aqueux. Cette charge électrique peut résulter soit de l'ionisation du matériau solide suivant un équilibre physico-chimique de dissociation. C'est le cas des protéines, qui portent des groupements - COOH partiellement dissociés. Dans ce cas, ce sont donc les ions H^+ et OH^- qui déterminent le potentiel superficiel. La charge superficielle peut également résulter de la présence de minéraux chargés électriquement par substitution d'ions de valences différentes, le cas typique étant celui des argiles.

Elle peut enfin être due à l'adsorption spécifique de certains composés organiques. Ce mode d'action n'intervient le plus souvent que concurremment vis-à-vis de l'un ou de l'autre des deux mécanismes envisagés précédemment.

Lorsque la surface du solide, chargé électriquement, se trouve au contact d'une solution aqueuse d'électrolytes, les ions de cette solution vont être affectés par un champ de forces électrostatiques : les ions chargés de même signe que la paroi du solide seront repoussés par celle-ci, les autres étant attirés. Il va finalement s'établir une distribution spatiale constituant une double couche ionique à l'interface solide - liquide assimilable à un condensateur moléculaire dont une armature est formée d'ions adhérant fortement à la paroi (partie fixe) tandis que l'autre constituée d'un nuage d'ions diffus et mobile (couche diffuse).

Dans le cas des colloïdes hydrophiles, une pellicule d'eau se trouve fortement fixée à la surface de la matière solide par suite d'interactions entre la surface chargée électriquement et les molécules d'eau de caractère dipolaire. Il s'établit un arrangement particulier des molécules d'eau en une couche d'hydratation qui s'oppose à un rapprochement étroit des particules colloïdales et constitue par suite un facteur de stabilisation important pour la dispersion des matières organiques polaires [40].

2.6.2 Etapes de l'élimination des polluants par électrocoagulation

2.6.2.1 Introduction

Les eaux naturelles contiennent une très grande variété de particules d'impuretés. Il s'agit notamment de substances inorganiques comme les argiles et les oxydes métalliques, les divers colloïdes organiques et les microorganismes comme les virus, les bactéries, les protozoaires et les algues. Les particules aquatiques couvrent une large gamme de ces particules, de nanomètre à millimètre de dimensions et représentent un important défi en matière de technologie de traitement d'eau. Pour les particules plus petites, l'efficacité de séparation peut être grandement améliorée par l'agrégation de celles-ci pour donner une plus grande taille, ce qui permet leur extraction par flottation ou décantation.

En raison de leur charge de surface, les particules aquatiques sont souvent colloïdalement stables et résistantes à l'agrégation. Pour cette raison, les coagulants sont nécessaires pour déstabiliser les particules.

Les additifs efficaces pour les particules négatives devraient être les sels avec des cations de valence élevée. L'adsorption de contre ions est beaucoup plus prometteuse, puisque de très petites quantités d'additifs seraient généralement suffisantes. Les sels d'aluminium et de fer donnent des produits cationiques d'hydrolyse qui sont fortement adsorbés sur les particules négatives et peuvent donner une déstabilisation effective [41].

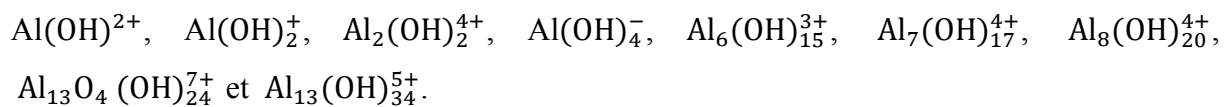
L'électrocoagulation (EC) est un procédé complexe impliquant de nombreux phénomènes chimiques et physiques par utilisation des électrodes consommables pour fournir des ions dans le courant des eaux usées. Dans ce procédé les ions coagulants sont produits in situ. Il comprend trois phases successives [19]: la formation des coagulants, la déstabilisation des contaminants (Neutralisation de la charge surfacique) et l'agrégation des phases déstabilisées en floes (Floculation).

2.6.2.2 Formation des coagulants

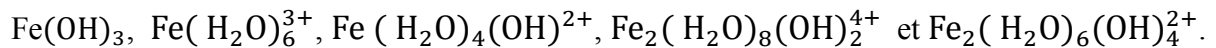
Le fer ou l'aluminium est dissous à partir de l'anode générant les ions métalliques correspondants, qui seront immédiatement hydrolysés en hydroxydes polymériques de fer ou d'aluminium. Ces hydroxydes polymériques sont d'excellents agents coagulants. Les anodes métalliques consommables (sacrificielles) sont utilisées pour produire continuellement des hydroxydes polymériques dans le voisinage de l'anode. La coagulation se produit lorsque ces

cations métalliques se combinent avec les particules chargées négativement portées vers l'anode par le mouvement électrophorétique. Les contaminants présents dans le courant des eaux usées sont traités soit par des réactions chimiques et précipitations ou par adsorption physico-chimique aux floes formés par coagulation. Ils sont ensuite éliminés par électroflottation, ou par sédimentation et filtration. Ainsi, plutôt que d'ajouter des produits chimiques coagulants comme dans le procédé de coagulation classique, ces agents coagulants sont générés in situ [19].

Les ions $\text{Fe}_{(\text{aq})}^{3+}$ ou $\text{Al}_{(\text{aq})}^{3+}$ générés à partir des électrodes de fer ou d'aluminium subissent d'autres réactions plus spontanées pour produire des hydroxydes et / ou polyhydroxydes correspondants. Par exemple, les ions Al^{3+} en hydrolyse peuvent générer $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^{2+}$ et les produits d'hydrolyse peuvent former plusieurs espèces monomères et polymères, sur une large gamme de pH, telles que :



De même, les ions ferriques générés par oxydation électrochimique de l'électrode de fer peuvent former, dépendant du pH du milieu aqueux, les complexes :



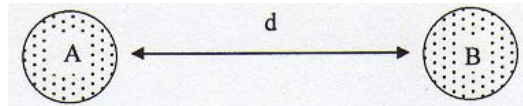
Ces composés ont une forte affinité pour les particules dispersées ainsi que des contre ions pour provoquer la coagulation. Les hydroxydes ferriques et d'aluminium, solides amorphes, se déposent provoquant ainsi la floculation par « sweep floculation » des colloïdes stables en suspension. D'autre part, les hydroxydes hydrolysés chargés positivement peuvent neutraliser les particules colloïdales chargées négativement. Les gaz dégagés au niveau des électrodes peuvent empiéter en haut et entraîner la flottation des matériaux coagulés [19]

2.6.2.3 Déstabilisation des contaminants (Neutralisation de la charge surfacique)

L'élimination des colloïdes passe par l'annulation du potentiel zêta, (différence de potentiel entre la surface de la phase dispersée, et le milieu de dispersion), par les contre-ions afin d'annuler les forces de répulsion. Ces contre-ions réduisent la répulsion électrostatique entre les particules colloïdales de telle façon que l'attraction de VAN DER WAALS

prédomine, provoquant ainsi la coagulation. Il en résulte une charge nette nulle dans le processus.

Considérons deux particules colloïdales A et B de diamètre D et distantes d'une valeur d . Entre ces deux particules existent des forces de répulsion électrostatiques, dues à la charge de surface, et des forces d'attraction intermoléculaires. L'énergie potentielle de A et B varie donc en fonction de la distance les séparant.



Les charges négatives de A et B engendrent des forces de répulsion pour des distances inférieures à leur propre diamètre. L'énergie potentielle de répulsion est notée W_r .

Les forces intermoléculaires d'attraction sont celles de VAN DER WALLS. Elles englobent trois types d'interactions :

- les interactions dipôle – dipôle dues aux moments dipolaires des particules.
- L'effet d'induction entre particules polaires et polarisables.
- L'effet de dispersion due aux moments dipolaires instantanés des colloïdes.

Il est à noter que l'énergie potentielle de ces interactions moléculaires est très faible, de l'ordre de quelques dixièmes de kcal/mole. Cette énergie est notée W_a .

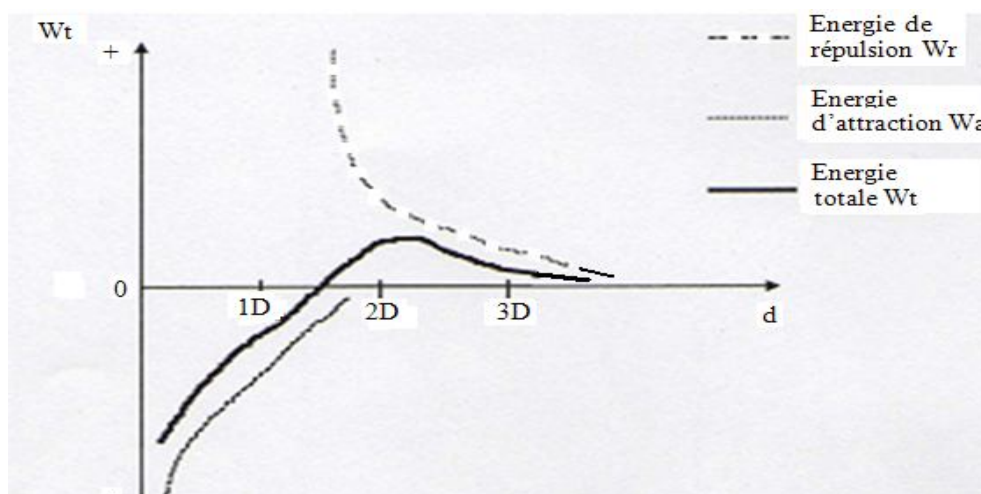


Figure 2.6: Energie potentielle d'interaction [40].

L'énergie potentielle totale ou énergie globale interparticulaire est notée W_t , elle est représentée dans la figure 2.6.

On peut donc écrire :

$$W_t = W_a + W_r \quad (2.22)$$

Si W_t est positive, alors l'énergie de répulsion est prépondérante. Dans le cas contraire, l'énergie d'attraction permet l'adhésion des deux particules. Ce phénomène est représenté dans la figure 2.7.

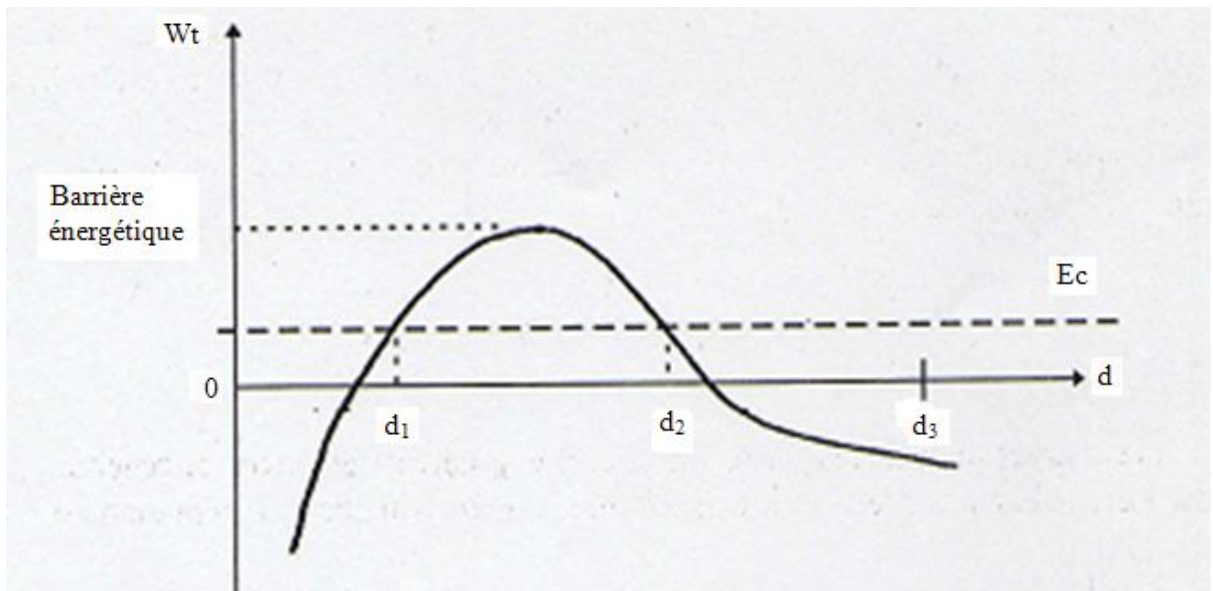


Figure 2.7: Représentation des différentes énergies de deux colloïdes en fonction de leur éloignement [40].

L'énergie cinétique des particules est représentée par l'asymptote horizontale ; elle est notée E_c .

A une distance supérieure à trois fois le diamètre des particules, il n'existe aucune interaction interparticulaire. Imaginons que l'on essaye de rapprocher deux particules de l'infini jusqu'à leur contact. Les différentes possibilités sont listées dans le tableau 2.1

Tableau 2.1 : Interprétation des interactions interparticulaires [40].

Distance interarticulaire	Interprétation
$d > d_3$	Aucune interaction
$d_2 < d < d_3$	Attraction faible
$d_1 < d < d_2$	Répulsion
$d < d_1$	Attraction forte, Adhésion

Pour permettre l'adhésion des particules, il faut vaincre la barrière énergétique de répulsion. Deux stratégies sont théoriquement possibles : soit augmenter l'énergie cinétique des particules pour avoir E_c supérieure à W_t , ou d'abaisser cette barrière en réduisant ou en annulant les forces de répulsion électrostatiques. Dans le premier cas, il faut augmenter l'agitation des particules et donc le mouvement brownien par élévation de température. Cette méthode est inadaptée pour les volumes d'eau à traiter.

La réduction des forces de répulsion se conçoit avec l'annulation du potentiel zêta à l'origine de l'énergie de répulsion. Il faut annuler la charge primaire superficielle de chaque colloïde. Ce procédé consiste en une coagulation chimique due à l'action d'ions de charge inverse de celle des particules [40].

2.6.2.4 Agrégation des phases déstabilisées en floes (Floculation)

Après avoir été déstabilisées par le coagulant, les particules colloïdales s'agglomèrent lorsqu'elles entrent en contact. C'est la floculation. Le floc formé à la suite de la coagulation crée une couverture de boues qui piège et rapproche les particules colloïdales encore présentes dans le milieu aqueux. Les oxydes solides, hydroxydes et oxyhydroxydes fournissent les surfaces actives pour l'adsorption des espèces polluantes. Le floc ainsi formé, peut décanter, flotter ou filtrer, suivant le procédé de rétention le plus adapté choisi.

L'expression de SMOLUCHOWSKI permet de comprendre ce phénomène. La formulation est la suivante :

$$\ln \frac{N}{N_0} = - \frac{4}{\Pi} \alpha \Omega G t \quad (2.23)$$

- N et N_0 sont les nombres de particules colloïdales libres à l'instant t et t_0 .
- α représente le facteur de fréquence de collision efficace.
- Ω est le rapport du volume de particules par volume de suspension.
- G est le gradient de vitesse.
- t est le temps de contact.

Si le paramètre α est égal à 1, un choc interparticulaire donne une agglomération donc une floculation. L'élément Ω est constant, sauf intervention extérieure, car il n'y a ni création ni disparition de matière. Le gradient de vitesse G n'est qu'une valeur moyenne des vitesses spécifiques des particules dans la solution. La floculation est de qualité si le rapport $\ln \frac{N}{N_0}$ est petit. Dans ce cas N est inférieur à N_0 . Il y a donc moins de particules libres au temps t qu'au temps t_0 . Toute augmentation des paramètres énoncés entraîne une diminution de ce rapport.

La stratégie pour obtenir une bonne floculation se résume en une augmentation des facteurs temps de contact t , du volume de particules Ω et du gradient de vitesse G . L'importance relative de chacun de ces paramètres est, en première intention la même. On comprend alors l'importance de l'agitation qui augmente le facteur G lors de la floculation. Le rapport $\ln \frac{N}{N_0}$ diminue en raison du signe moins. Le nombre de particules N à l'instant t est donc inférieur à N_0 . La floculation est alors de qualité [40].

2.6.3 Techniques de séparation des particules solides des eaux traitées par le procédé d'électrocoagulation

Après coagulation et floculation, l'effluent traité doit subir une étape de séparation des solides (agrégats et floes) avant le rejet subséquent dans un milieu récepteur. Il existe plusieurs techniques de séparation des solides dont, la filtration, la centrifugation, la flottation et la décantation. Le procédé d'électrocoagulation, de par ses caractéristiques et conditions opératoires, peut induire naturellement deux de ces techniques: la flottation et la décantation. Elles sont d'ailleurs sollicitées dans la majorité des procédés d'électrocoagulation conçus à ce jour [42].

2.6.3.1 Flottation

La formation de bulles de gaz électrolytiques à la cathode est inhérente au processus d'électrocoagulation. Ces bulles de gaz (majoritairement de l'hydrogène) produites à même le milieu aqueux peuvent induire la séparation des particules solides. Cette séparation s'exerce lorsque les bulles de gaz entrent en collision avec les particules polluantes et agrégats sur lesquels elles s'attachent. La force d'ascension que chacune de ces bulles de gaz exerce au sein du milieu aqueux, est suffisamment grande pour entraîner à la surface les particules solides sur lesquelles elle s'est fixée. Il est alors possible de retirer les impuretés solides emprisonnées dans l'écume à l'aide de dispositifs de raclage mécaniques. Lorsque ce processus de flottation des particules solides est optimisé, pour recouvrir un maximum d'impuretés dans les écumes, il est alors question d'électroflottation. Ce terme désigne tout processus électrolytique qui, par dégagement de bulles de gaz (hydrogène et oxygène) sur des électrodes immergées dans l'effluent à traiter, peut entraîner l'enlèvement des particules polluantes par mouvement ascensionnel [42].

La faible taille des bulles produites ainsi rend ce processus de flottation attrayant (environ 50 μm) [43]. Ces bulles ont une grande surface volumique ce qui augmente les chances de collision avec les particules solides. De plus, ces bulles ont une vitesse ascensionnelle faible, ce qui accroît leur temps de résidence dans la cellule d'électrocoagulation et par conséquent leurs chances de collision [44].

Plusieurs facteurs peuvent influencer le processus d'électroflottation, le plus important étant la densité de courant. Plus la densité de courant est importante, plus le processus d'oxydoréduction est favorisé et, par conséquent, plus la production de petites bulles d'hydrogène est imposante. Ces bulles contribuent à accroître le mélange du milieu et à favoriser ainsi le contact avec les particules polluantes et agrégats. Cependant, une trop grande production de bulles d'hydrogène peut accroître fortement le mélange du milieu et par conséquent briser floes et agrégats de boues [42].

2.6.3.2 Décantation

Lorsque les particules solides, plus denses que l'eau, sont entraînées dans le bas de la cellule d'électrocoagulation, il est alors question de décantation. Lors du processus d'électrocoagulation, les particules solides qui n'ont pas été entraînées à la surface de l'effluent

par processus de flottation décantent invariablement dans le fond de la cellule. Il existe plusieurs critères de conception dont il faut tenir compte lors du dimensionnement d'un décanteur. Ces critères se rattachent généralement aux caractéristiques du milieu (densités des particules et du milieu, viscosité du milieu, volume des particules, vitesses de décantation, etc.). Il est important de spécifier toutefois que les floes produits par électrocoagulation sont différents de ceux produits par coagulation chimique. Plusieurs chercheurs ont statué que les boues d'électrocoagulation sont plus denses et résistent mieux au cisaillement que les boues produites lors de l'ajout de sels métalliques [18,45]. En effet, il s'avère que les boues produites par électrocoagulation sont moins hydratées, ce qui résulte en une siccité plus grande. Ceci accroît non seulement la vitesse de sédimentation des particules mais aussi favorise la compacité des boues dans le bas de la cuve de décantation (vidange moins fréquente). Toutefois, de par la production incessante de bulles d'hydrogène dans la cuve, une fraction des boues peut être entraînée par flottation à la surface, ce qui perturbe le processus de décantation [42].

2.7. Facteurs affectant l'électrocoagulation

2.7.1 Densité du courant

La génération de courant au système d'électrocoagulation détermine la quantité des ions Al^{3+} ou Fe^{2+} libérés des électrodes respectives. Pour l'aluminium, la masse électrochimique équivalente est 335,6 mg / (Ah). Pour le fer, la valeur est 1041 mg / (Ah). Lorsqu'un très grand courant est utilisé, il y a un haut risque de gaspiller de l'énergie électrique pour le chauffage de l'eau. Plus important encore, une densité de courant très grande se traduirait par une diminution significative de l'efficacité du courant. Pour que le système d'électrocoagulation fonctionne pendant une longue période de temps sans entretien, sa densité de courant est suggérée d'être 20-25 A/m² sauf s'il existe des mesures prises pour un nettoyage périodique de la surface des électrodes. Le choix de la densité de courant doit être fait avec d'autres paramètres opératoires tels que le pH, la température, ainsi que le débit pour assurer un rendement élevé du courant. L'efficacité du courant pour l'électrode en aluminium peut être 120-140%, tandis que pour le fer est d'environ 100%. L'efficacité du courant au delà de 100% pour l'aluminium est attribuée à l'effet de la corrosion par piqûres en particulier en présence des ions de chlore. L'efficacité du courant dépend de la densité de courant ainsi que les types des anions [46]. Une augmentation significative de l'efficacité du

courant, jusqu'à 160%, a été obtenue lorsque le son de basse fréquence a été appliqué aux électrodes de fer [47].

La qualité de l'eau traitée dépend de la quantité d'ions produite (mg) ou de la charge appliquée et du produit du courant par le temps (Ah). Le tableau 2.2 donne les quantités Al^{3+} nécessaires pour le traitement des eaux contenant certains types de polluants [48]. Il y a une charge critique nécessaire. Une fois la charge atteint la valeur critique, la qualité de l'effluent ne présente pas une amélioration significative pour une augmentation supplémentaire du courant [49].

Tableau 2.2 : Demande d'aluminium et consommation d'énergie pour éliminer les polluants de l'eau [48].

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

2.7.2 Présence de NaCl

Le sel de table est habituellement utilisé pour augmenter la conductivité de l'eau ou de l'eau usée à traiter. Outre sa contribution ionique en portant la charge électrique, il a été constaté que les ions chlorures pourraient sensiblement réduire les effets néfastes des autres anions tels que HCO_3^- , SO_4^{2-} . L'existence des ions carbonates ou sulfates conduirait à la précipitation des ions Ca^{2+} ou Mg^{2+} qui forment une couche isolante sur la surface des électrodes. Cette couche isolante pourrait augmenter fortement le potentiel entre les électrodes

et entraîner une diminution significative de l'efficacité du courant. Il est donc recommandé que, parmi les anions présents, il devrait y avoir 20% de Cl^- pour assurer un fonctionnement normal de l'électrocoagulation dans le traitement de l'eau. L'ajout de NaCl conduirait également à la baisse de la consommation d'énergie en raison de l'augmentation de la conductivité. En outre, le chlore généré électrochimiquement a été trouvé efficace dans la désinfection de l'eau [50].

2.7.3 pH

Les effets du pH de l'eau ou de l'eau usée sur l'électrocoagulation sont reflétés par l'efficacité du courant ainsi que la solubilité des hydroxydes du métal. En présence des ions chlorures, la libération de chlore serait également affectée. La performance du traitement dépend de la nature des polluants, la meilleure élimination des polluants a été trouvée près de pH 7. La consommation électrique est toutefois plus élevée au pH neutre en raison de la variation de la conductivité. Quand la conductivité est élevée, l'effet du pH n'est pas significatif [46].

Le pH des effluents après traitement par électrocoagulation augmenterait pour l'influent acide mais diminuerait pour l'influent alcalin. C'est un des avantages de ce procédé. L'augmentation du pH aux conditions acides a été attribuée à l'évolution de l'hydrogène aux cathodes. Outre l'évolution de l'hydrogène, la formation de $\text{Al}(\text{OH})_3$, près de l'anode libérait H^+ conduisant à la diminution du pH. En plus, il y a également la réaction de dégagement d'oxygène conduisant aussi à la diminution du pH. Quand il y a des ions chlorures, les réactions chimiques suivantes prennent place [46]:



Par conséquent, l'augmentation du pH due à l'évolution de l'hydrogène est plus ou moins compensée par les ions H^+ libérés par les réactions citées au-dessus. L'augmentation du pH à l'influent acide, est considérée comme due à la libération du CO_2 à partir des bulles

d'hydrogène, due à la formation de précipités d'autres anions avec Al^{3+} , et en raison du déplacement de l'équilibre vers la gauche pour les réactions libérant H^+ . Quant à la diminution du pH dans des conditions alcalines, elle peut être le résultat de la formation de précipités d'hydroxydes avec d'autres cations [46].

Les rendements de l'enlèvement des polluants ont été jugés les meilleurs à proximité de pH neutre utilisant l'électrode d'aluminium. Lorsque l'électrode de fer a été utilisée dans le traitement des eaux usées des imprimeries, du textile et des teintures, l'influent alcalin a donné de meilleures éliminations des couleurs, ainsi que du DCO [51].

2.7.4 Température

Bien que l'électrocoagulation ait plus de 100 ans, l'effet de la température sur cette technologie n'était pas très bien étudié. Pour le traitement des eaux, les littératures de l'ex-URSS [52] ont montré que l'efficacité du courant pour les électrodes d'aluminium augmente d'abord avec la température jusqu'à environ $60^{\circ}C$ où une efficacité maximale a été trouvée. Ensuite l'augmentation de la température entraîne une diminution de l'efficacité. L'augmentation de l'efficacité avec la température a été attribuée à l'accroissement des activités de destruction de la couche d'oxyde d'aluminium de la surface de l'électrode. Lorsque la température est trop élevée, il y a un rétrécissement des gros pores du gel $Al(OH)_3$ résultant des floccs plus compacts qui sont plus susceptibles à déposer sur la surface de l'électrode. Une température plus élevée donne une conductivité plus élevée donc une consommation d'énergie inférieure [46].

2.8 Conception d'une unité d'électrocoagulation

La conception d'une cellule d'électrocoagulation dépend des objectifs épuratoires à atteindre et des contraintes inhérentes à son installation pour une application particulière. Ce faisant, il existe pratiquement autant de concepts d'unité d'électrocoagulation qu'il y a d'articles scientifiques publiés dans ce domaine. Ces unités varient en taille, forme, mode opératoire, régime hydraulique, structure des électrodes, etc.

Pour simplifier les démarches entreprises lors de la création d'unités d'électrochimie, une liste exhaustive des critères de conception qu'il faut considérer a été établie : la température d'opération, le régime opératoire, la technique d'agitation, le contrôle du flux

énergétique, la source d'alimentation, la configuration et la géométrie des électrodes, l'espacement entre les électrodes, la technique de séparation des solides, etc. Certaines de ces caractéristiques ont une influence notable sur le processus d'électrocoagulation. Pour clarifier leur importance au sein de ce processus, il est nécessaire de les passer en revue de manière détaillée [42].

2.8.1 Température d'opération

Il est reconnu que la température du milieu aqueux peut avoir une influence sur les mécanismes de la coagulation classique. De plus, la température de l'effluent peut entraîner la variation du potentiel de réduction du processus électrolytique ainsi que la variation des constantes de solubilité des précipités métalliques. Généralement, les valeurs des potentiels standards de réduction et les valeurs des constantes de solubilité sont établies à 25°C. La plupart des chercheurs préfèrent maintenir la température de leur unité d'électrocoagulation à température ambiante, oscillant de 20 à 25°C. Une étude de l'influence de la température sur le processus d'électrocoagulation serait souhaitable [42].

2.8.2 Régime d'opération

Les cellules d'électrochimie opèrent généralement selon deux régimes: continu et discontinu (cuvée). Un mode d'opération en régime continu implique que la cellule est continuellement alimentée en eaux usées. Par l'instauration d'un régime pseudo-permanent dans la cellule, la concentration en polluants qui lui est associée est considérée constante et donc la quantité de coagulants requise est fixe.

Il est certain que le temps de rétention hydraulique peut avoir une influence notable sur l'enlèvement des polluants. Ce paramètre s'avère important lors de la conception d'unités électrochimiques en régime continu [53]. Il faut que ce paramètre soit optimisé de manière à assurer un temps de contact suffisant entre les particules polluantes et les agents coagulants sans verser dans l'excès. Il est possible de contrôler ce paramètre en variant le volume de la cellule d'électrocoagulation ou le débit de l'effluent.

Les cellules électrochimiques fonctionnant en régime discontinu (communément appelé «batch» ou cuvette) traitent un volume constant d'effluent. À mesure que le temps s'écoule, les concentrations en polluants de l'effluent s'amenuisent de par la constante

alimentation de la cellule en ions métalliques. Ces systèmes fonctionnent en régime dynamique; leurs cinétiques épuratrices varient avec le temps [42].

2.8.3 Techniques d'agitation

Une bonne agrégation requiert un temps de contact suffisant entre les particules polluantes et l'agent coagulant. Ce faisant, le régime fluidique à l'intérieur de la cellule est important [43]. Les techniques de mélange sont intimement liées aux régimes d'opération sélectionnés. Un procédé d'électrocoagulation par cuvée (discontinu) nécessite l'installation d'un agitateur externe pour assurer l'homogénéité soutenue de l'effluent. Il est évident que les bulles de gaz électrolytique produites durant le processus peuvent aussi aider à favoriser le contact entre les différentes particules de l'effluent [43].

Certains des procédés opérant en régime continu, comme les réacteurs parfaitement mélangés, requièrent aussi un agitateur externe pour assurer l'homogénéisation du mélange. Pour satisfaire aux exigences d'un réacteur parfaitement mélangé, il est nécessaire que l'agitation soit soutenue afin d'assurer une concentration en polluants constante dans l'ensemble du réacteur. Le temps de rétention hydraulique ainsi que la trajectoire de l'effluent à l'intérieur des cellules en régime continu peuvent influencer l'efficacité de l'agitation [42].

2.8.4 Source d'alimentation

Pour entraîner le fonctionnement du montage d'électrocoagulation, il est possible d'utiliser une source d'alimentation en courant continu CD ou encore en courant alternatif CA. Certains auteurs considèrent l'utilisation d'une source d'alimentation en courant alternatif préférable à l'autre avenue [20]. En effet, la formation d'une couche imperméable à la cathode et la passivation de l'anode surviennent inévitablement lorsqu' une source d'alimentation en courant direct est utilisée [20]. De par l'inversion cyclique de la direction du flux électrique (anode- cathode) en courant alternatif, ces désagréments sont retardés. Pour pallier aux difficultés encourues lors de l'usage d'une source d'alimentation en courant direct CD, l'utilisation additionnelle d'électrodes sacrificielles placées en parallèle dans la configuration du bloc d'électrodes peut retarder les effets négatifs. L'utilisation d'un inverseur de polarité, relié au bloc d'alimentation, peut aussi retarder la dégradation des électrodes et leur assurer ainsi une plus grande longévité [19]. Cet appareil est fréquemment employé afin de renverser le sens du courant, en intervertissant périodiquement le rôle des électrodes.

Nombre de scientifiques qui étudient l'électrocoagulation préfèrent utiliser une source d'alimentation stabilisée en courant continu munie d'un inverseur de polarité plutôt que d'utiliser une source en courant alternatif pour des raisons de coût et de variété d'équipements [54,21,55].

2.8.5 Contrôle potentiostatique ou galvanostatique

Il est possible de contrôler l'apport électrique de la cellule d'électrocoagulation en contrôlant le potentiel (voltage) et en laissant cours à la variation du courant (ampérage) selon la résistance de la cellule. Le contrôle est alors qualifié de «potentiostatique». Il existe une seconde option, dite «galvanostatique». Elle est employée lorsque le contrôle d'énergie s'effectue en stabilisant le courant du montage électrique et en laissant libre court à la variation du potentiel selon les conditions et caractéristiques de la solution. La vaste majorité des scientifiques font le choix de contrôler le courant (galvanostatique) versus le potentiel (potentiostatique) [42].

Afin de pouvoir établir une base de comparaison entre les divers procédés d'électrocoagulation, la mesure de l'ampérage fourni au système est établie en termes de densité de courant, qui n'est autre que la valeur de l'ampérage qui traverse chaque m^2 de surface anodique (A / m^2). Les densités de courant varient largement dans la littérature, passant de 0,01 à 150 A / m^2 [51, 52, 54]. L'étendue des densités de courant employées peut s'expliquer par la grande variété et les charges des polluants extraits et par les caractéristiques de conception et d'opération de la cellule (métal des électrodes, temps de rétention hydraulique, rapport surface anodique sur le volume du réacteur, etc.).

Plus la densité de courant est grande, plus l'efficacité d'enlèvement des polluants est importante. Cependant, une forte hausse de la densité de courant peut entraîner une surdose en aluminium ou en fer qui se traduit par une augmentation du pH de l'effluent et par une consommation énergétique superflue [42].

2.8.6 Configuration des électrodes

Une cellule d'électrocoagulation typique est composée d'une anode et d'une cathode toutes deux reliées à une source d'alimentation, telle que présentée dans la figure 2.8.

Toutefois, cette configuration s'avère généralement peu efficace à long terme et ce pour diverses raisons [20]:

- 1) la cathode perd de son efficacité graduellement alors que l'anode se dissocie par oxydation, ce qui affaiblit inévitablement l'efficacité du traitement au fil du temps et
- 2) les surfaces des électrodes doivent être excessivement grandes pour assurer une solubilisation suffisante de métal dans la cellule d'électrocoagulation.

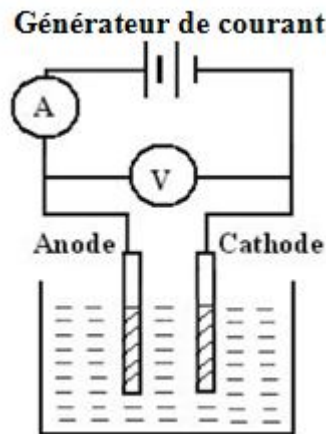
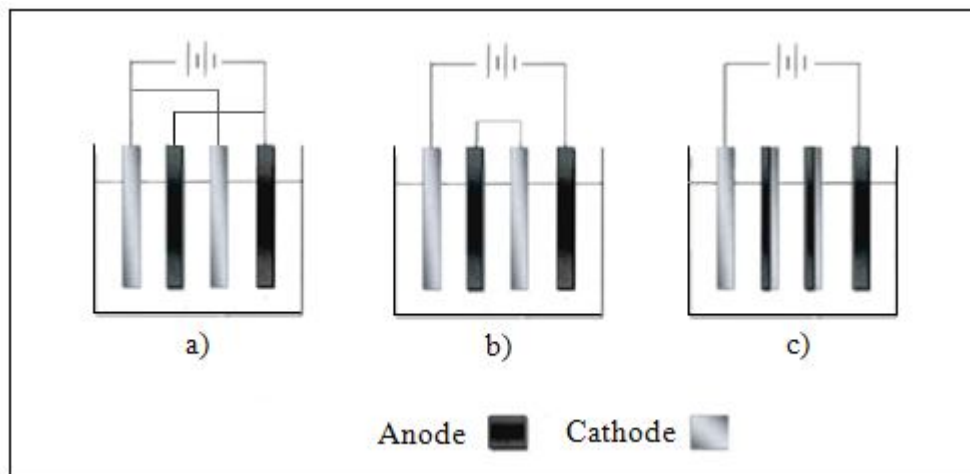


Figure 2.8: Cellule d'électrocoagulation avec deux électrodes



- a) Électrodes monopolaires placées en parallèle,
- b) Électrodes monopolaires placées en série,
- c) Électrodes bipolaires

Figure 2.9: Configurations d'électrodes

Il est alors préférable de se tourner vers d'autres configurations d'électrodes telles que présentées dans la figure 2.9 [55].

Comme il est possible de le constater dans la figure 2.9, plusieurs électrodes dites «sacrificielles» peuvent être placées entre la cathode et l'anode afin d'offrir une plus grande surface réactive. De plus, l'emploi d'électrodes sacrificielles diminue le potentiel de dissolution de l'anode maîtresse en plus de limiter les réactions indésirables de réduction ou de déposition de substances élémentaires à la cathode [19]. Il est à noter que seules deux électrodes sacrificielles sont présentées ci-haut dans chacune des cellules; un regroupement supérieur à deux électrodes sacrificielles est possible.

Une configuration d'électrodes monopolaires placées en parallèle nécessite invariablement une connexion des anodes (maîtresse et sacrificielles) entre elles ainsi qu'une connexion entre les cathodes (maîtresse et sacrificielles). Une configuration d'électrodes monopolaires placées en série, quant à elle, emploie des électrodes sacrificielles non pas connectées avec anode et cathode maîtresses, mais plutôt connectées entre elles, sous la forme de paire (l'une anode et l'autre cathode).

Une autre configuration, des plus populaires, emploie des électrodes sacrificielles bipolaires. Ces électrodes ne sont ni reliées entre elles, ni reliées aux électrodes maîtresses. Elles se chargent d'elles-mêmes au passage du courant dans le milieu, étant positives d'un côté et négatives de l'autre. En plus de nécessiter moins de connexions physiques, cette configuration permet d'obtenir des rendements épuratoires supérieurs à ceux obtenus lors de l'utilisation d'une configuration d'électrodes monopolaires. Cette configuration procure de nombreux avantages dont la facilité d'installation et de remplacement des électrodes et l'ajustement aisé de l'espacement entre les électrodes [56].

2.8.7 Géométrie des électrodes

Dans la vaste majorité des articles parcourus, les électrodes sont plates et de dimensions rectangulaires (Elles sont placées parallèlement les unes aux autres et branchées selon la configuration désirée monopolaire ou bipolaire). Par exemple, la cellule d'électrocoagulation de la figure 2.10, utilise six électrodes bipolaires de dimensions rectangulaires (125 mm x 60 mm).

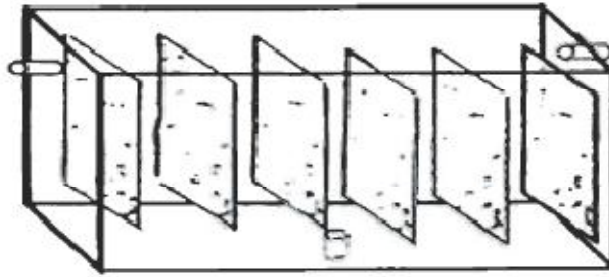


Figure 2.10: Cellule d'électrocoagulation avec électrodes plates et de dimensions rectangulaires [53].

Plusieurs facteurs peuvent expliquer la popularité de cette géométrie d'électrodes. La fabrication d'électrodes plates et rectangulaires est aisée et peu coûteuse comparativement à d'autres types de géométries plus complexes. De plus, l'entretien et le remplacement d'électrodes sont plus commodes pour les techniciens. Finalement, cette géométrie d'électrodes a permis d'obtenir maintes fois d'excellents rendements épuratoires.

Là où plusieurs auteurs diffèrent d'opinion, c'est au niveau de l'écoulement de l'effluent au travers des électrodes. Il est possible de diriger l'effluent au travers de la cellule d'électrocoagulation par écoulement croisé «cross-flow» ou encore par écoulement ascendant «up flow» tel que représenté dans la figure 2.11.

Il a été déterminé qu'une cellule d'électrocoagulation ayant un écoulement ascendant est légèrement plus efficace qu'une cellule ayant un écoulement croisé et ce, peu importe la configuration des électrodes (monopolaires ou bipolaires). Plusieurs raisons pouvant justifier cette meilleure efficacité ont été identifiées, la première concerne le mélange de l'effluent, il est moins uniforme dans une cellule à écoulement croisé, ce qui entraîne des différences de pH autour des électrodes et par conséquent, une efficacité moindre. La deuxième raison : dans une cellule à écoulement ascendant, les chances de collision entre les bulles de gaz et les particules polluants, agrégats et floccs sont plus importantes, ce qui augmente le rendement de ce type d'écoulement versus l'écoulement croisé [57].

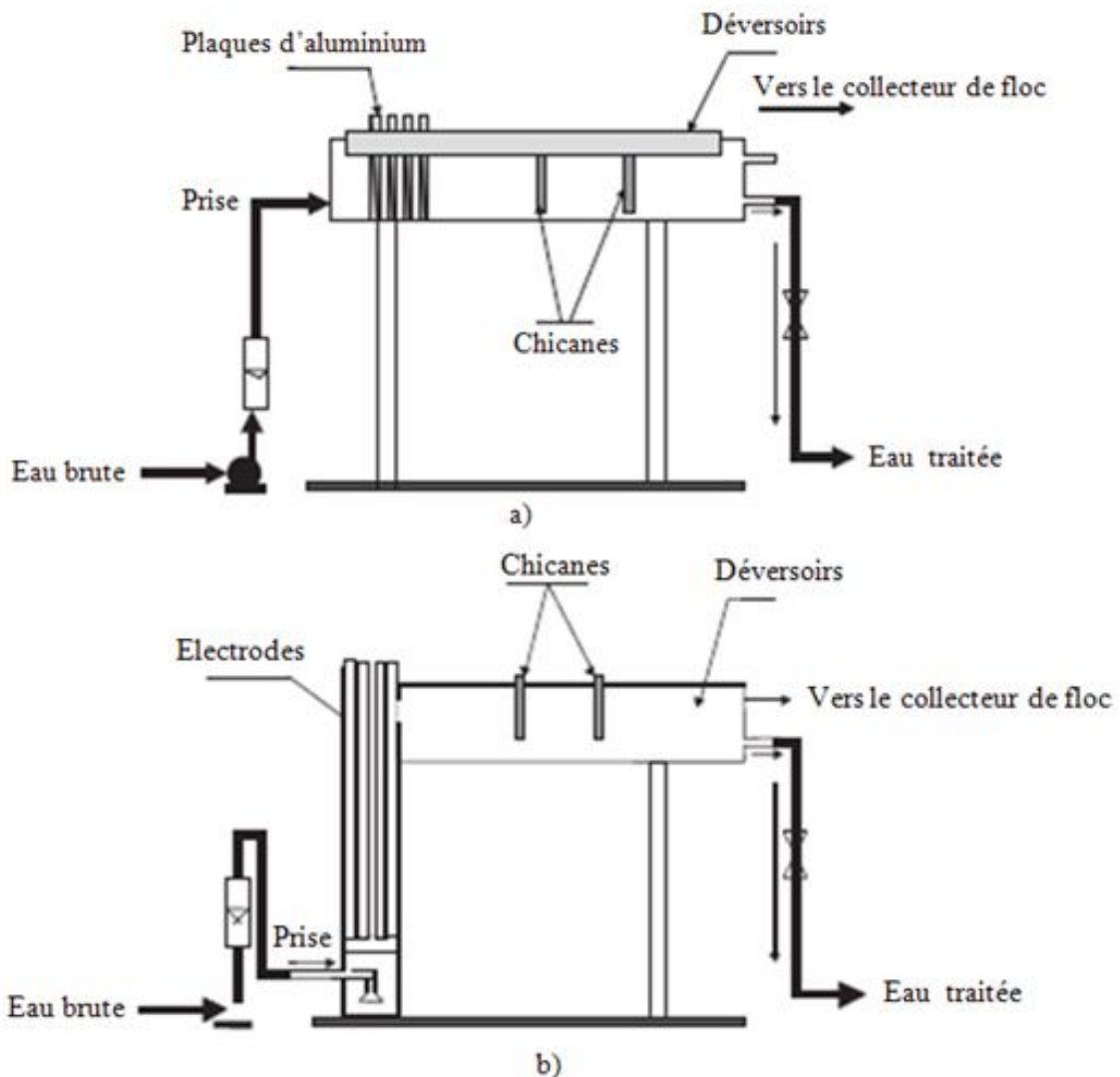


Figure 2.11: Cellules d'électrocoagulation à écoulement croisé (a) et écoulement ascendant (b) [57]

Il existe d'autres types de géométrie des électrodes qui méritent d'être mentionnés. Par exemple, certains auteurs préfèrent forcer le passage de l'effluent entre les électrodes, tel un serpent, par l'ouverture du passage à même les électrodes [18, 22, 58]. Ce type de géométrie d'électrodes force chaque portion d'effluent à approcher anode et cathode permettant ainsi d'obtenir un traitement complet de l'effluent. À titre d'exemple, l'unité d'électrocoagulation conçue par Vik et al. (1984) [22] possède quatre électrodes monopolaires lesquelles sont perforées à des endroits désignés pour entraîner l'écoulement de l'effluent tel que représenté dans la figure 2.12.

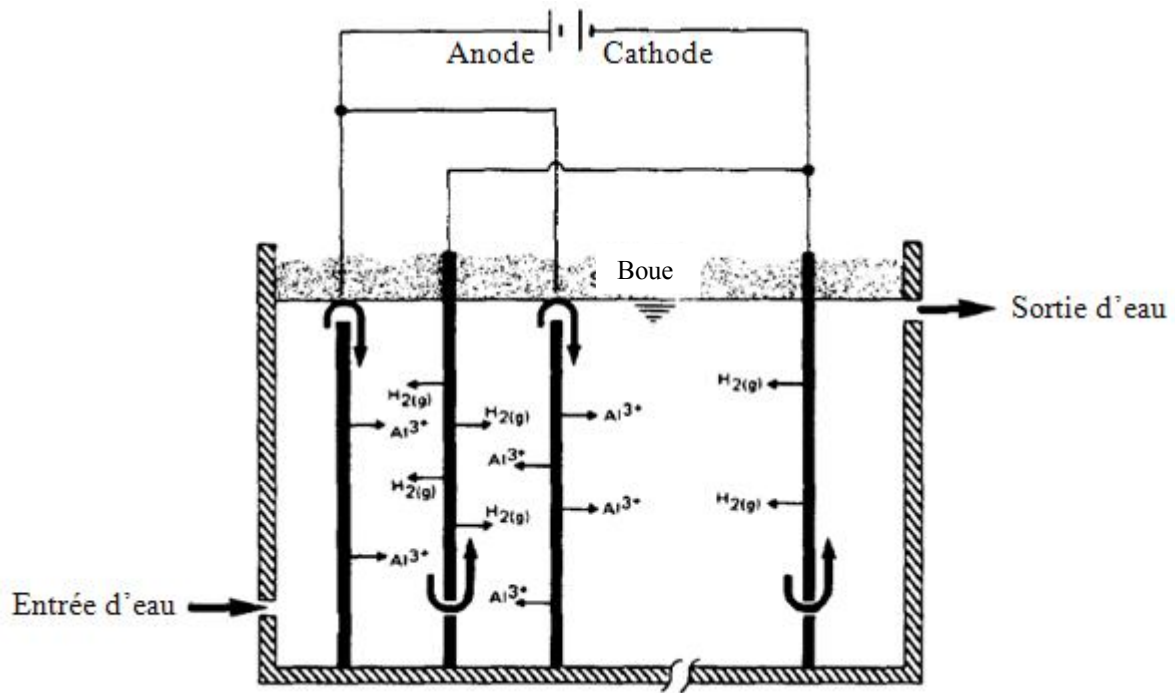


Figure 2.12: Cellule d'électrocoagulation à écoulement contrôlé (serpentin) [22]

Certains auteurs choisissent de créer des électrodes plus complexes, en trois dimensions comme illustré dans la figure 2.13.

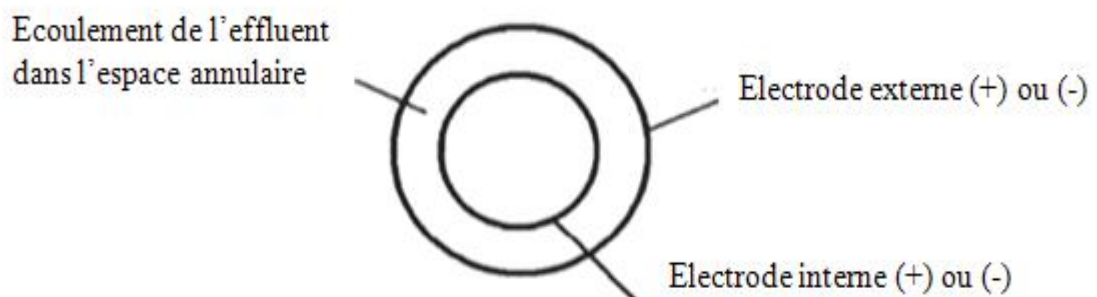


Figure 2.13: Électrodes tridimensionnelles [19]

Deux tubes concentriques insérés dans un troisième tube non-conducteur [19]. L'effluent circule dans l'espace annulaire pour diminuer le voltage nécessaire au passage du courant au travers du montage. Puisque les électrodes n'ont pas la même surface d'échange, la densité de courant appliquée n'est pas la même et donc le processus d'inversion de la polarité peut s'avérer plus ardu. Cette géométrie des électrodes peut comporter certains inconvénients dont notamment l'apparition de courts-circuits induits par le stress que subissent les tubes au fil du temps et des fuites de liquide par dissolution anodique.

Est aussi représentée dans la figure 2.14 une cellule contenant des électrodes tridimensionnelles, similaires à la géométrie précédente à l'exception de perforations effectuées sur la cathode. L'effluent ne circule pas dans l'espace annulaire mais au travers des perforations des électrodes par écoulement descendant [59].

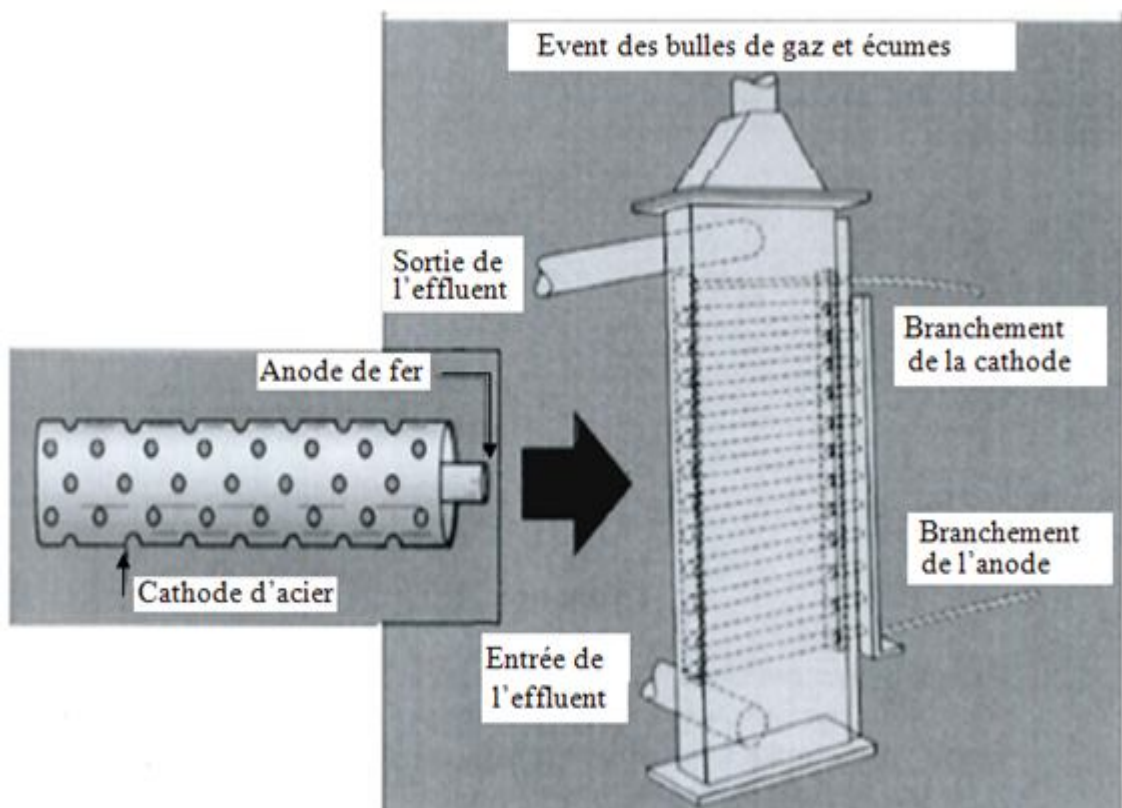


Figure 2.14: Cellule d'électrocoagulation avec électrodes tridimensionnelles [59].

Toutes les géométries d'électrodes passées en revue aux paragraphes précédents comportent des avantages et inconvénients à leur implantation dans une cellule d'électrocoagulation. Cependant, pour modifier les tailles des électrodes de chacune de ces géométries, il faut effectuer une mise à l'échelle «scale-up» à l'aide d'un paramètre, ou condition opératoire. De manière générale, le rapport de la surface anodique des électrodes par le volume du réacteur est utilisé. L'utilisation de cette condition opératoire n'est pas encore répandue [42]. Toutefois, Holt (2002) a établi en parcourant la littérature, que les rapports S/V employés par certains chercheurs varient de 6,9 à 42,5 m² / m³. La valeur qu'il emploie dans ses essais se situe dans cet intervalle à 10,5 m² / m³ [43].

2.8.8 Espacement entre les électrodes

L'espacement entre les électrodes semble avoir une influence sur le voltage nécessaire au passage du courant au travers des électrodes. Une étude entreprise par Yu et al. (2005) démontre que plus l'espacement entre les électrodes est accru, plus la consommation énergétique est importante [56]. Cependant, un espacement d'électrodes inférieur à 1 cm, bien que moins énergivore, nuit à l'efficacité d'enlèvement du phosphore, parce que les ions métalliques (ions de fer dans ce cas précis) ne peuvent entrer en contact avec les polluants phosphorés. Un espacement variant de 1 cm et de 2 cm s'avère préférable. Plus l'espacement entre les électrodes est faible, meilleur est l'enlèvement du polluant. Toutefois, une faible distance inter-électrodes peut accroître fortement la densité de courant et induire un court-circuit [42].

2.9 Applications du procédé d'électrocoagulation

2.9.1 Introduction

L'électrocoagulation (EC) est un procédé qui peut être appliqué à une large gamme de systèmes de traitement des eaux et des eaux usées, il est plus efficace pour l'élimination des contaminants inorganiques et agents pathogènes. En raison de sa large capacité d'application, ce procédé a été utilisé pour les eaux souterraines et les eaux de surface dans diverses situations, et il a été appliqué à divers problèmes de traitement des eaux [60].

Globalement, l'électrocoagulation est une technique électrochimique avec de nombreuses applications de séparation de particules et de matières dissoutes et en suspension

dans des solutions aqueuses. L'électrocoagulation (EC) est souvent utilisée avec l'électroflottation (EF), il s'agit alors du procédé électrocoagulation-flottation (ECF) [60].

Pour montrer l'importance de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux, il est nécessaire de passer en revue ses différentes applications.

2.9.2 Traitement des eaux usées polluées par les huiles

Le procédé électrocoagulation-flottation pour le traitement des eaux usées de raffinerie et d'enlèvement des émulsions des huiles a été étudié par Kaliniichuk et al (1976) [61]. Leurs résultats ont montré que pour les eaux usées traitées avec l'hydroxyde d'aluminium formé par la dissolution des anodes d'aluminium ; lorsque l'hydrogène dégagé à la cathode flotte, le floc d'hydroxyde adsorbe de l'huile.

Balmer et Foulds (1986) ont utilisé un système d'électrofloculation-électroflottation pour séparer l'huile d'une émulsion eau-huile [62]. Ils ont décrit la façon dont une séparation particulièrement efficace peut être obtenue par dissolution électrochimique d'une anode sacrificielle de fer. Les principales conclusions de leur investigation sont résumées comme suit:

- L'électrofloculation peut être combinée avec l'électroflottation pour séparer de l'huile dispersée dans les émulsions aqueuses.
- Le taux de production d'un réactif généré est contrôlé par la quantité de courant électrique.
- Plusieurs différents matériaux d'anode sont efficaces pour l'électrocoagulation.
- La consommation d'énergie électrique est optimisée par l'utilisation d'une haute conductivité d'électrolytes (c'est -à- dire à haute teneur en sel) avec petit espacement d'électrodes dans un faible courant.
- Le taux de consommation de l'anode sacrificielle dépend du courant appliqué.

Un procédé combiné d'électrocoagulation et électroflottation dans un réacteur à flux continu a été utilisé par Chen et al. (2000) pour traiter les eaux usées provenant des restaurants à Hong Kong avec un haut contenu d'huile et de graisse [49]. Ici, l'électrocoagulation a déstabilisé et aggloméré les particules fines tandis que l'électroflottation était responsable de la flottation des floes produits dans l'unité d'électrocoagulation. Les effets des variables opérationnelles sur le système, notamment: le temps de détention, le pH,

la conductivité, la production de boues, la caractérisation des eaux usées des restaurants, la consommation d'énergie et la charge appliquée de l'électrocoagulation- électroflottation ont été étudiés.

La charge appliquée C_{Ap} est donnée par la formule :

$$C_{Ap} = \frac{I.t}{F.V} \quad (2.27)$$

où I est le courant total (A), V est le volume de la cellule (m^3), t le temps (min), F est la constante de Faraday ($F = 96\,500 \text{ C / mol}$). Les résultats ont montré que le système d'électrocoagulation-électroflottation a été un procédé faisable pour ce traitement. La conductivité électrique n'a eu aucun effet significatif sur l'efficacité d'enlèvement des polluants, lorsque le pH de l'eau a été maintenu constant entre 6 et 7. La charge appliquée et le temps de détention (durée de décantation ou de flottation) étaient les plus importants pour l'efficacité opérationnelle du traitement soit dans le procédé d'électrocoagulation ou d'électroflottation.

2.9.3 Traitement des colorants et des eaux usées de textiles

L'opération d'application de la teinture est le procédé le plus important généralement appliqué dans la quasi totalité des industries textiles. Dans les pays développés ces eaux usées sont traitées par des méthodes traditionnelles comme les procédés physico-chimiques. Les méthodes biologiques sont bon marché et simples à appliquer, mais ne peuvent pas être appliquées à la plupart des eaux usées de textiles parce que la plupart des colorants sont toxiques pour les organismes utilisés dans ces procédés [29].

Un réacteur électrochimique discontinu en mode bipolaire constitué d'électrodes solubles a été utilisé pour enlever la teinture par Ogutveren et al. (1992) [63]. Les effets du pH, la densité de courant, le temps d'électrolyse, la concentration initiale du colorant et le potentiel appliqué sur la capacité d'enlèvement de la teinture ont été investigués. Un taux d'enlèvement de 100% a été atteint dans un très court temps (3-5 min), tandis que le maximum d'énergie consommée a été trouvé $2,24 \text{ kWh m}^{-3}$.

Pour augmenter l'élimination de la teinture les conditions optimales ont été déterminées expérimentalement par Mollah et al. (2004), à l'aide d'un procédé d'électrocoagulation utilisant des électrodes sacrificielles de fer pour traiter une solution de colorant orange II [64]. Il a été constaté que 98,5% de colorant a été enlevé sous les

paramètres incluant une densité de courant de 4 A, une tension de 42 V, un pH initial de 7.3, une conductivité de 381 mS m⁻¹, un débit de 350 ml min⁻¹ et une concentration initiale de 10 mg l⁻¹ de colorant.

2.9.4 Enlèvement des métaux lourds

L'enlèvement de l'arsenic des effluents industriels au moyen d'un réacteur en régime discontinu par électrocoagulation a été étudié par Balasubramanian et Madhavan (2001) [65]. Il a été constaté que le taux d'enlèvement dépend des différents paramètres opératoires incluant la concentration initiale de l'arsenic, la densité de courant, l'influence du pH et le temps d'électrolyse. Les résultats ont montré que l'arsenic peut être enlevé par l'électrocoagulation. Cependant, le mécanisme d'enlèvement de l'arsenic n'a pas été examiné par les auteurs dans l'étude.

Les études sur l'enlèvement de l'arsenic par électrocoagulation ont indiqué que les hydroxydes métalliques tels que les hydroxydes de fer ou d'aluminium adsorbent fortement l'arsenic. Les expériences à l'échelle de laboratoire pour éliminer l'arsenic par le procédé d'électrocoagulation ont été menées avec trois types d'électrodes, à savoir le fer, l'aluminium et le titane par Kumar et al. (2004) [66]. Le plus grand taux d'élimination de l'arsenic (99%) a été obtenu par l'utilisation des électrodes de fer à un pH de 6 à 8. C'est peut être en raison de la forte capacité d'adsorption des hydroxydes de fer pour l'élimination de l'arsenic. Il a été noté que le mécanisme d'élimination de As (III) dans le procédé d'électrocoagulation semble être l'oxydation de As (III) en As (V) et ensuite l'adsorption sur les hydroxydes ferriques.

Un système d'électroflotation (EF) a été réalisé par Park et al. (2002) pour éliminer les ions de cadmium contenus dans l'eau de lavage des sols [67]. Les résultats ont montré que beaucoup plus de cadmium (100%) a été éliminé par électroflotation en utilisant des électrodes d'aluminium. Il peut être conclu que l'électroflotation est considérée comme étant une technologie efficace pour enlever le cadmium des eaux contaminées de lavage des sols.

2.9.5 Traitement des eaux usées urbaines et industrielles

Les eaux usées urbaines et industrielles non traitées sont généralement riches en matière organique. Cette matière organique est consommée par les bactéries et les algues présentes dans les sources d'eau saine, elle conduit à une augmentation de la concentration de ces micro-organismes. En plus de la matière organique, les eaux usées contiennent également

à la fois des composés oxydables organiques et inorganiques qui, directement et indirectement consomment de l'oxygène disponible dans l'écosystème. Ce processus est appelé eutrophisation et il finit par tuer d'autres organismes vivants (plantes, animaux et insectes) dans les systèmes aquatiques qui exigent une plus grande oxygénation [68].

La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de la quantité d'oxygène utilisée dans l'oxydation chimique des composés de la matière organique et inorganique présente dans l'eau usée [68].

L'élimination de la DCO, la turbidité, le phénol, les hydrocarbures et la graisse des eaux usées de l'industrie pétrochimique a été étudié par Dimoglo et al. (2004) en utilisant le procédé d'électrocoagulation (EC) [69]. Des électrodes d'aluminium et de fer ont été utilisées dans l'unité d'électrolyse. Les résultats expérimentaux ont montré que l'utilisation des électrodes d'aluminium et de fer traite efficacement les eaux usées. Une comparaison entre les électrodes de fer et d'aluminium à différents temps d'électrolyse a été investiguée pour éliminer les polluants, les résultats sont indiqués dans la Figure 2.15.

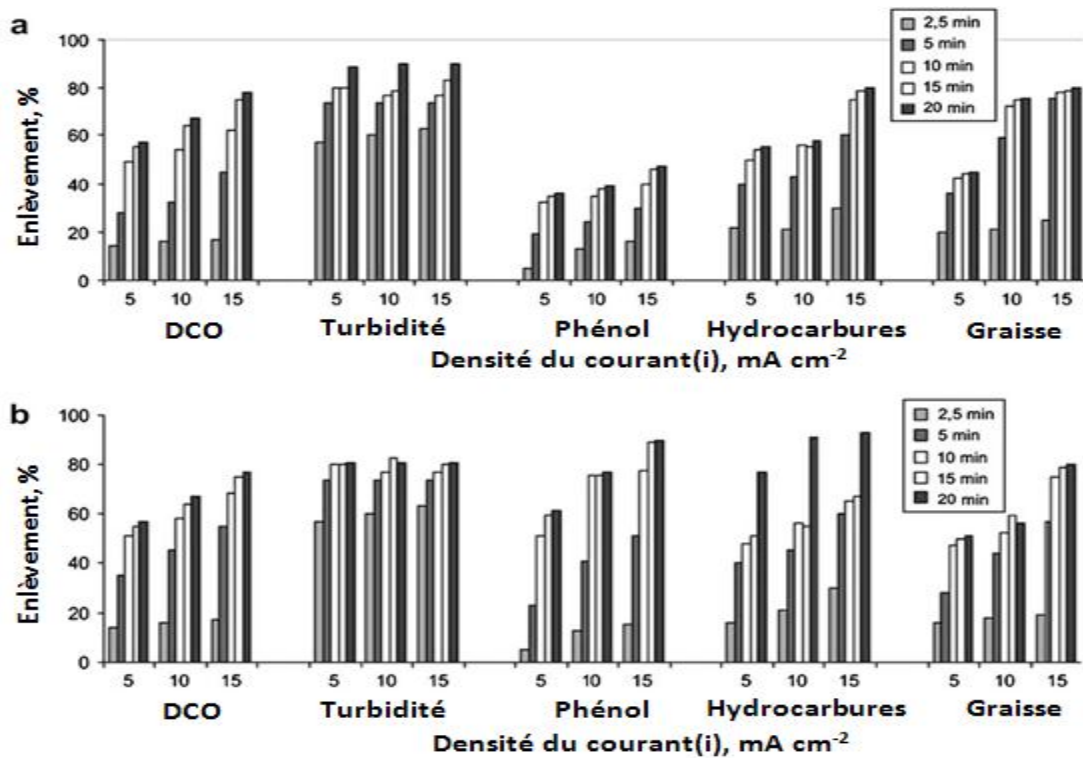


Figure 2.15 : Résumé de la performance d'électrocoagulation pour l'élimination des polluants à différentes densités de courant et des temps d'électrolyse variés (a) électrodes Fe, (b) électrodes Al [69].

Les résultats montrent que plus d'hydrocarbures et de phénol ont été enlevés avec les électrodes d'aluminium et plus de turbidité et de graisse ont été enlevées avec les électrodes de fer. Il n'y avait pas de différence significative entre les efficacités des électrodes d'aluminium et de fer pour l'élimination de la DCO.

Les résultats d'investigation du mécanisme d'électrocoagulation pour enlever la DCO ont montré que l'efficacité de l'élimination de la DCO dépend de [37]:

- la formation de floc, qui, pour des électrodes de fer se produit habituellement à des valeurs de pH supérieur à 7,5;
- la réactivité des composés organiques avec Fe (II) et / ou Fe (III);
- la solubilité des composés formés;
- le pH final (en particulier pour les composés acides le pH final est un facteur important pour l'élimination de la DCO);
- l'augmentation du pH, et par conséquent de l'acidité des eaux usées, plutôt que du pH initial;
- les matériaux d'électrodes.

Les détergents sont utilisés pour aider à nettoyer les équipements et les surfaces par les restaurants, les fermes laitières et de transformation des produits alimentaires et sont parmi les constituants de base des polluants organiques domestiques ainsi que des eaux usées industrielles causant de grands dommages environnementaux [70].

Un grand nombre d'agents de surface ne sont pas facilement biodégradables. D'autre part, il n'est pas possible d'utiliser facilement les agents de surface biodégradables dans l'ensemble des ménages et des applications industrielles pour des raisons économiques [71].

La faisabilité de l'élimination des agents de surface (surfactants) à partir d'une solution modèle et d'un échantillon d'eau polluée par coagulation électrochimique en utilisant des ions Fe^{2+} d'une anode soluble comme une méthode alternative a été investiguée par Ebru O'nder et al., (2006) en utilisant un réacteur électrochimique cylindrique en régime discontinu [71]. Cette étude a montré que l'enlèvement des surfactants peut être réalisé efficacement par électrocoagulation et ne dépend pas du type de surfactant. L'efficacité d'enlèvement de près de 100 % a été obtenue pour la solution de 300 mg l^{-1} dans un court laps de temps de 4 minutes.

Le traitement par électrocoagulation des eaux usées de polissage mécanique et chimique (PMC) d'une usine de semi-conducteurs a été investigué par Lai et Lin (2004) et Belongia et al. (1999). Les résultats expérimentaux sous les conditions opératoires ont montré que la quantité calculée d'aluminium dissous dans la solution aqueuse était $10,4 \text{ mg min}^{-1}$ lorsque le potentiel et le temps d'électrolyse ont été 20 Volts et 30 minutes respectivement dans l'électrocoagulateur [72]. Les résultats expérimentaux ont montré que l'électrocoagulation des eaux usées avec des électrodes Al / Fe a éliminé 96,5% de la turbidité et 88,7% de la DCO en moins de 30 minutes de temps d'électrolyse [73].

2.9.6 Elimination des fluorures

La méthode électrochimique pour éliminer le fluor de l'eau potable a été étudiée par Li-Cheng (1985) [74]. Le but principal était de décrire le mécanisme pour enlever le fluor par coagulation électrique. Les expériences ont été conduites à un débit de 4 l h^{-1} avec une concentration initiale de $4,5 \text{ mg l}^{-1}$ de F^- . Lorsque les électrodes en aluminium sont utilisées pour enlever les fluorures, les processus suivants sont résumés:

- **Processus électrochimique**

Il renferme la réaction à l'anode (réduction de l'aluminium) et la formation de l'hydroxyde d'aluminium. Comme réaction à la cathode, les bulles fines de gaz hydrogène et les floccs formés flottent ensemble.

- **Adsorption de Al(OH)_3 sur le fluor**

Après électrolyse la formation des floccs Al(OH)_3 est possible. Le fluor peut être adsorbé par ces floccs et le complexe fluorure d'aluminium sera fixé.

- **Déplacement du fluor dans le champ électrique**

Dans le procédé d'électrocoagulation les ions fluorures se déplacent vers l'anode. Les réactions peuvent se produire par combinaison de F^- avec Al^{3+} , Na^+ et ensuite précipitation de Cryolithe (Na_3AlF_6).

Les résultats expérimentaux ont montré que l'élimination du fluor a atteint 78% lorsque la concentration initiale en fluor et la densité de courant étaient 4.5 mg l^{-1} et 21

A m⁻² respectivement. La consommation d'aluminium dans l'électrocoagulateur était 15,1 g pour chaque gramme d'ions fluorures enlevé. Les résultats expérimentaux ont indiqué que non seulement la concentration des ions fluorures peut être réduite par électrocoagulation mais aussi la dureté totale, l'ammoniac (N), le chlore et les ions ferreux contenus [74].

En 2003 Emamjomeh et al. ont conçu un réacteur d'électrocoagulation par lots en laboratoire pour étudier les effets des paramètres tels que la densité de courant, le temps d'électrolyse, le pH d'électrolyte et la conductivité électrique pour enlever les fluorures [75]. À un courant constant de 1,5 A, la quantité de fluorures enlevée a été portée de 22 à 93% par augmentation du temps d'électrolyse de 5 à 60 minutes. Dans la plupart des procédés électrochimiques la densité de courant est le paramètre critique pour le contrôle de la vitesse de réaction dans le réacteur. Le courant le plus élevé (2,5 A) a retiré la plus part des fluorures. Toutefois, plus de coagulant (aluminium) est disponible par unité de temps à des courants plus élevés et ce peut-être inutile, car l'excès d'aluminium résiduel est dangereux pour l'eau potable et le courant plus élevé n'est pas rentable en termes de consommation d'énergie. Le floc Al(OH)_{3(s)} est estimé à adsorber fortement F⁻.

Les résultats des expériences en régime discontinu utilisant des électrodes d'aluminium en configuration monopolaire ont montré que la concentration résiduelle de fluorures diminue lorsque la concentration initiale de calcium dans la solution augmente [76]. Par l'ajout de 250 mg l⁻¹ d'ions Ca²⁺ dans la solution, la défluoration a augmenté d'environ 13%. Toutefois, l'augmentation de Ca²⁺ dans la solution provoquera l'augmentation de la dureté de l'eau potable. Par conséquent, au sujet d'une concentration optimum du calcium résiduel dans l'effluent, le meilleur courant a été de 1,5 A lorsque les concentrations initiales de fluor et de calcium ont été respectivement 15 et 100 mg l⁻¹. Un des principaux avantages de Ca²⁺ dans la solution de défluoration est le temps réduit de l'électrolyse. Les traces DRX ont également montré que la principale raison de l'augmentation de défluoration par le procédé électrocoagulation-flottation (ECF) est la formation de granules de CaF₂ et les complexes alumino-fluorohydroxyl [Al(OH)_{3-x}F_x] dans la solution.

2.9.7 Elimination des nitrates, nitrites et de l'ammoniac

La méthode électrochimique a été utilisée par Lin et Wu (1996) pour investiguer l'élimination des nitrites et de l'ammoniac d'une solution aqueuse [77]. Les résultats ont

montré que l'enlèvement a été amélioré lors de l'électrolyse dans la cellule lorsque le temps a été prolongé. L'effet du pH sur l'élimination du nitrite a été moins important que la conductivité et le courant imposé. L'électrode de fer a été non convenable à l'enlèvement du nitrite en raison de sa faible efficacité d'élimination. En revanche les électrodes insolubles telles que l'anode en graphite et la cathode en dioxyde de titane sont appropriées pour l'enlèvement du nitrite et de l'ammoniac par les cellules électrochimiques.

L'élimination de certains composés inorganiques tels que les nitrates, les nitrites et les ions ammonium des effluents d'une usine de papier par électrocoagulation a été étudiée par Ugurlu (2004) [78]. Dans ces expériences des plaques de fer et d'aluminium ont été utilisées comme électrodes. L'élimination des nitrates à un temps d'électrolyse de 7.5 minutes a atteint 95 et 65% lorsque les électrodes de fer et d'aluminium ont été utilisées. Il a été constaté qu'un courant de 40 à 80 mA était suffisant pour éliminer certains des composés inorganiques des effluents de l'usine de papier par électrocoagulation à grande échelle. Les mécanismes d'élimination n'ont pas été considérés par l'auteur.

2.9.8 Traitement de l'eau potable

L'utilisation des coagulants chimiques est l'un des procédés essentiels dans le traitement conventionnel de l'eau potable. Cependant la coagulation chimique (CC) a quelques problèmes de coût, entretien et production de boues. Ainsi, l'électrocoagulation (EC) a récemment été proposée comme une alternative à la coagulation classique [60].

Un procédé d'électrocoagulation (EC) pour le traitement de l'eau potable a été étudié aux Etats-Unis par Vik et al. (1984) [22]. Certaines expériences de laboratoire avec une alimentation en courant continu (6-12 V), une boîte de résistance pour régulation de l'intensité de courant, et un multi-mètre pour lire les valeurs ont été réalisées. Dans la cellule électrochimique quatre plaques d'aluminium anodes et cathodes (dimension 14 x 20 x 0,25 cm) ont été utilisées comme électrodes, à un débit de $0,171 \text{ l min}^{-1}$. Ce procédé a été comparé avec un procédé classique de traitement de l'eau et a été efficace pour l'utilisation dans de petites usines de traitement d'eau en raison de ce qui suit :

- La quantité de produits chimiques devant être transportée à la solution est plus faible que pour le traitement chimique (environ 1 / 10 de la quantité).

- L'électrocoagulateur sera fait avec assez d'électrodes pour au moins une année de traitement (longue durée de vie).
- La maintenance et le fonctionnement du système EC seront simples.
- Une moindre quantité de boues est formée dans le système EC.

Mills (2000) a réalisé un procédé innovateur d'électrocoagulation pour traiter efficacement l'eau brute des sources pour produire l'eau potable [59]. Dans ce procédé la formation de coagulants et la déstabilisation des particules se sont produites dans les cellules électrolytiques dans l'écoulement turbulent dans lequel le fer ou l'hydroxyde de fer ont été produits continuellement. L'agglomération a eu lieu dans la phase de floculation avec formation de grosses particules qui pourraient facilement être séparées de l'eau. Les résultats expérimentaux de la capacité de l'électrocoagulation pour enlever les métaux lourds des ruisseaux d'eau contaminée, des lixiviats de l'exploitation minière et les sites de décharge ont montré que le molybdène a été ramené de 9.95 à 0,006 mg l⁻¹ dans le lixiviat à un site minier et le fer a été réduit de 130 à 0.015mg l⁻¹ dans le lixiviat d'un site de décharge.

Pour traiter l'eau, un procédé d'électrocoagulation-flottation a été développé par Jiang et al. (2002) au Royaume-Uni [57]. Un réacteur électrocoagulateur avec une alimentation électrique de 500W, une pompe péristaltique, un débitmètre, un réservoir d'eau brute et un réservoir de sortie, une cuve de séparation-flottation, et des plaques d'aluminium comme anodes et cathodes ont été utilisées dans cette recherche. L'électrocoagulateur fonctionnait sous les conditions suivantes:

- Débit d'eau de 0,01 m³h⁻¹
- Deux arrangements d'électrodes, électrodes bipolaires reliées en série par l'intermédiaire de l'eau et électrodes monopolaires reliées en parallèle.
- La qualité d'eau traitée a été mesurée en termes de carbone organique dissous (COD), absorbance ultraviolet à 420 nm, pH et conductivité.
- Densités de courant électrique opérationnel de 3 à 25 A m⁻², qui produisaient des concentrations Al (III) de 2,4 à 14 g m⁻³, déterminées comme la somme des concentrations dans l'effluent traité et le floc de boues.
- pH de 6,5 à 7,8 ± 0,2.

Des expériences d'électrocoagulation ont été réalisées en laboratoires avec deux arrangements : configuration d'électrocoagulateur flux ascendant et flux horizontal, comme montrées schématiquement dans la figure 2.11 (§ 2.8.7). Concernant la consommation d'énergie électrique spécifique en utilisant des connections monopolaires et bipolaires (différents arrangements d'électrodes); les résultats expérimentaux ont montré que la consommation d'énergie par électrocoagulation a été très faible. Par exemple, à des densités de courant de 10 à 20 A m⁻², elle était de 20 et de 20 à 30 kWh (Kg_{Al})⁻¹ pour les arrangements d'électrodes monopolaires et bipolaires. Au dessus des densités de courant élevées de 10 à 60 A m⁻², l'énergie électrique consommée a été 20 à 80 kWh (kg Al)⁻¹. Les résultats ont montré que la configuration d'électrocoagulateur à flux ascendant réalise de meilleurs résultats que la configuration d'électrocoagulateur à flux horizontal lorsque les arrangements d'électrodes monopolaires et bipolaires ont été utilisés ensemble. Dans un réacteur à flux ascendant, une moyenne de 5 à 8% de plus d'enlèvement de DCO, de couleur, et du rayonnement UV 254 ont été atteints que dans un réacteur à flux horizontal. L'arrangement du réacteur à flux ascendant permet plus de collisions entre les bulles de gaz et les floccs Al-contaminant résultants qui haussent la performance globale de flottation [57].

Un réacteur d'électrocoagulation (EC) par lots pour l'élimination de la turbidité a été réalisé en laboratoire par Han et Kwon (2002) pour comparaison avec la coagulation chimique classique (CC) [79]. Les résultats expérimentaux ont montré que l'efficacité du courant a été plus que 100% pour le système d'électrocoagulation par lots. En se basant sur le pH initial de la solution, les résultats expérimentaux de l'élimination de la turbidité dans le procédé d'électrocoagulation ont montré que le meilleur rendement a été obtenu entre pH 6 et 8. C'est peut être en raison de la solubilité minimum de l'hydroxyde d'aluminium dans cette gamme de pH. Il est clair que la plupart des particules dans l'eau sont chargées négativement. Ces charges négatives empêchent l'agrégation des particules par répulsion électrostatique. Donc, les caractéristiques des particules et le potentiel zêta, qui représente la charge électrique des particules, sont des facteurs importants dans le procédé d'exploitation de l'électrocoagulation. Il a été recommandé que la charge des particules devrait être maintenue dans la gamme de -10 mV à +10 mV pour fournir de bonnes conditions de coagulation. Pour la même élimination, une plus faible dose d'aluminium a été nécessaire pour le procédé EC que pour le procédé CC. En outre, le procédé EC a été moins sensible au pH que le procédé CC. Les résultats expérimentaux ont montré que le procédé EC a été plus efficace que le procédé CC pour éliminer la turbidité.

Un réacteur d'électrocoagulation par lots en laboratoire a été conçu et construit en Australie par Sivakumar et al. (2004) pour éliminer la turbidité [76]. Cette recherche a été orientée vers la comparaison de l'efficacité d'élimination de la turbidité et la couleur, la taille des floes formés et le volume des boues générées par les procédés d'électrocoagulation (EC) et la coagulation chimique (CC). Les paramètres opérationnels à savoir le pH, le temps d'électrolyse et la concentration totale d'aluminium ont été étudiés dans cette recherche. Dans une cellule électrochimique, cinq plaques en aluminium (250 x 100 x 3 mm) ont été utilisées comme électrodes. Les électrodes étaient reliées en configuration monopolaire comme il est illustré schématiquement dans la figure 2.16.

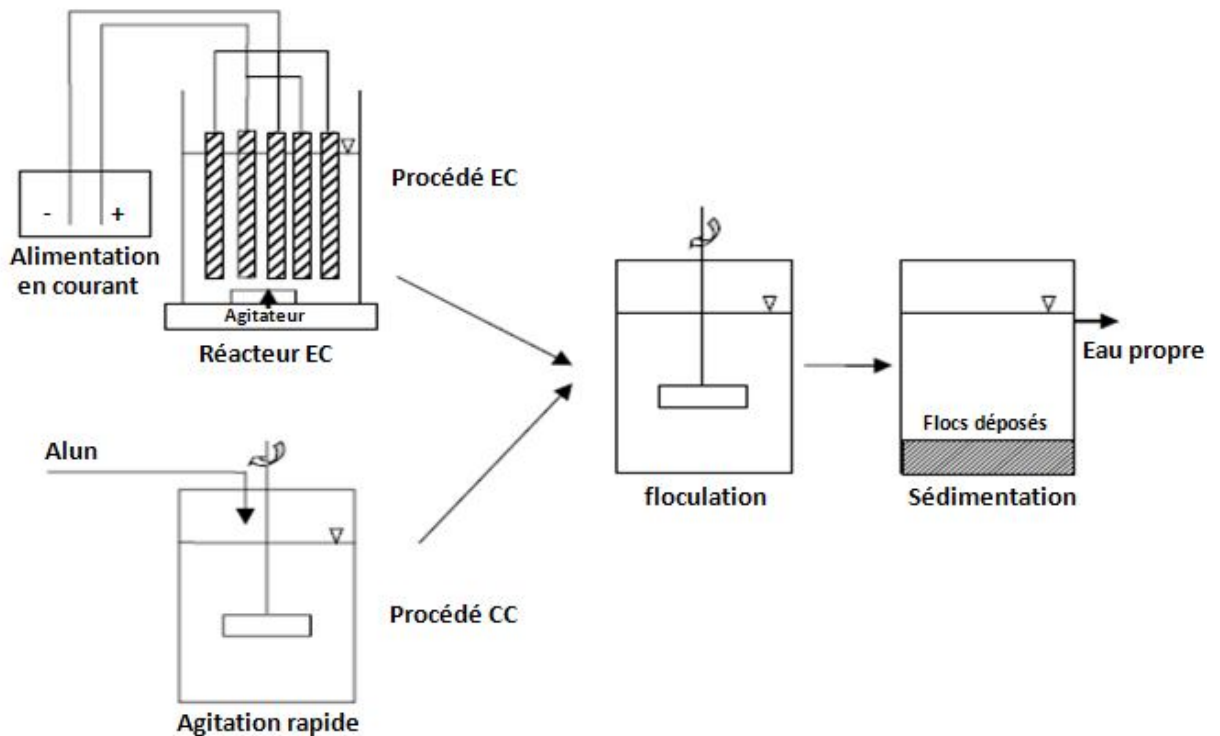


Figure 2.16: Dispositif expérimental des procédés d'électrocoagulation (EC) et de coagulation chimique (CC) [76].

Les résultats expérimentaux ont montré que la concentration de l'aluminium nécessaire dans le procédé EC a été beaucoup moins que dans le procédé CC, pour atteindre la même performance. Quand la turbidité a pu être retirée à un taux de 87%, la concentration de

l'aluminium nécessaire pour le procédé EC a été seulement $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ mais environ 6 mg l^{-1} pour le procédé CC. Les résultats obtenus ont également montré que les floccs formés par EC ont été plus grands que par le procédé CC. Il a été rapporté que plus de turbidité a été enlevé et le traitement pourrait être réalisé beaucoup mieux dans le procédé EC. Les volumes des boues produites par le procédé EC ont été beaucoup moins que par le procédé CC à deux temps de détention de 90 et 180 min. A un courant de 1 A et 1 minute de temps d'électrolyse, les volumes des boues étaient $2,6$ et $3,8 \text{ ml l}^{-1}$ en EC lorsque le temps de détention a augmenté de 90 à 180 min dans le réservoir de sédimentation. Le volume des boues dans le réservoir de sédimentation a augmenté, passant de $8,7$ à $10,6 \text{ ml l}^{-1}$ dans la CC, lorsque le temps de détention a augmenté de 90 à 180 min.

Les études de recherche ont montré que l'électrocoagulation est plus efficace que la coagulation chimique pour le traitement de l'eau potable. Moins de dosage d'aluminium est nécessaire pour obtenir la même efficacité d'élimination dans le procédé EC, ce qui est relié au coût des produits chimiques et à la production des boues [60].

2.10 Avantages et inconvénients du procédé d'électrocoagulation

De nombreux auteurs ont comparé le procédé d'électrocoagulation avec le procédé physico-chimique classique réalisé par l'addition de coagulants chimiques tels que le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique. Parmi les arguments en faveur de l'électrocoagulation on peut citer les suivants :

1- Pas d'ajout de substances chimiques : même s'il semble nécessaire d'augmenter légèrement la salinité de l'effluent à traiter pour accroître la conductivité électrique de l'effluent, plusieurs études ont montré l'efficacité de l'électrocoagulation sans aucune variation de conductivité initiale du rejet à traiter, ce qui évite d'autres formes de traitement en aval. Des travaux ont confirmé cet avantage [80].

2 - L'efficacité du procédé d'électrocoagulation pour des polluants colloïdaux très fins a été prouvée [81,82]. Avec d'autres procédés tel que la coagulation chimique, ces polluants imposent des étapes de traitement plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées.

3 - Des boues plus denses et moins hydrophiles ont été obtenues. Cela rend la décantation et la flottation plus aisées et diminue le volume des boues. Les travaux ont montré une réduction du temps et des coûts de traitement des boues [83].

4 - Le champ électrique entre les électrodes a une grande importance, il conduit à la destruction de certaines souches de bactéries [82]. L'utilisation des électrodes en titane, a confirmé cet effet bactéricide sans la formation de dérivés hypochloreux ou d'autres dérivés du chlore [84].

5 - L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tel que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfites, les chromates et les ions fluorures [27].

6 - La biodégradabilité des effluents traités par électrocoagulation est améliorée. Ce perfectionnement est dû à la non-toxicité de la forme d'aluminium utilisée et à la faible salinité du milieu [95].

7 - L'utilisation de l'électrocoagulation permet de réduire le temps de traitement : ce procédé permet un grand gain en compacité des installations et une possibilité d'automatisation [85].

Les inconvénients majeurs de l'électrocoagulation concernent principalement la conductivité souvent faible de l'eau polluée et la formation des dépôts sur les électrodes. En effet, la conductivité du rejet doit être suffisante pour permettre le passage du courant sans consommation excessive d'électricité. Lorsque la conductivité de l'eau polluée est trop faible, un rajout du chlorure de sodium est généralement nécessaire. La présence de certains ions tels que les chlorures, permet d'éviter le phénomène de passivation des électrodes d'aluminium. Par ailleurs, une présence importante d'ions calcium et hydrogénocarbonate provoque l'apparition d'un dépôt de tartre au niveau de la cathode, augmentant ainsi, la résistance de la cellule. Pour faire face à ce problème, la manière la plus simple est de réaliser une inversion périodique de la polarité. Il est aussi important de prévoir un nettoyage mécanique périodique des électrodes à l'aide de solutions acides. La formation et le dépôt de tartre sur les électrodes représentent une part importante de la consommation électrique du procédé. Il existe même un procédé électrochimique dont le but est de réaliser un détartrage de l'eau potable par dépôt du tartre sur la cathode [27].

Chapitre 3

Matériel et mode opératoire

3.1 Introduction

Rappelons que cette étude a pour objectif l'évaluation du potentiel de l'électrocoagulation comme alternative au procédé conventionnel de coagulation chimique pour la production de l'eau potable par traitement visant l'élimination simultanée de la turbidité et la charge microbiologique de l'eau de surface (eau brute) du barrage de Hammam Debagh, étant donné que la pollution de cette eau est due essentiellement à ces deux polluants.

Le présent chapitre porte sur le dispositif expérimental et le mode opératoire nécessaires à la conception de l'unité d'électrocoagulation ainsi qu'à la réalisation d'essais empiriques en laboratoire. Plus précisément, ce chapitre se divise en trois parties. La description de l'eau brute à traiter est présentée en premier lieu. La deuxième partie porte sur le dispositif expérimental. Une attention toute particulière a été portée à la conception de la cellule d'électrocoagulation ainsi qu'à celle des électrodes. La troisième section de ce chapitre concerne la description du mode opératoire.

3.2 Eau brute à traiter

L'eau brute à traiter dans l'étude est l'eau de surface du barrage de Hammam Debagh qui alimente en eau potable une partie de la population de la wilaya, dont les communes de Guelma, d'Héliopolis, d'El Fedjoudj et de Ben Djerrah. L'ouvrage contribue à l'irrigation d'une superficie de plus de 9500 hectares de terres du périmètre agricole Guelma-Bouchevouf.

Les apports d'eau les plus importants et les plus fluctuants qui alimentent le barrage sont observés pendant l'hiver et le printemps par les précipitations de pluies qui provoquent des érosions intenses et des transports solides importants, pour le reste de l'année, les apports sont faibles, où le plus souvent le barrage est alimenté par les rejets d'eaux usées urbaines qui pourraient augmenter la charge en microorganismes pathogènes.

Pendant les crues la turbidité subit des augmentations considérables dues essentiellement aux teneurs en matières minérales grossières. L'eau du barrage peut contenir des quantités non négligeables de matières organiques naturelles telles que les substances humiques mais aussi des composés organiques issus de divers rejets polluants ou de pratiques agricoles intensives. La matrice organique de l'eau du barrage pourrait s'avérer plus complexe et comporter de nombreuses autres substances organiques non humiques naturelles ou d'origine anthropique.

Pour produire de l'eau potable, l'eau brute du barrage doit être traitée pour la débarrasser des agents polluants. Les principaux polluants de l'eau sous étude sont les matières colloïdales et en suspension, à l'origine de la turbidité, et la charge en micro-organismes qui renferme les agents pathogènes.

3.3 Description du dispositif expérimental

3.3.1 Unité d'électrocoagulation

Nombreuses configurations d'unités d'électrocoagulation ont vu le jour au cours de la dernière décennie. Développée à l'aide de différentes méthodes, certaines complexes, la conception d'une unité d'électrocoagulation s'avère généralement réalisée par approche empirique et non pas par approche théorique. En effet, nombreux sont les auteurs recensés qui ont conçu leur unité à partir d'études empiriques orientées vers l'abattement d'un ou de plusieurs polluants spécifiques. Ces recherches s'activent habituellement à maximiser l'épuration de tel effluent ou à minimiser la consommation énergétique de tel procédé, en laissant toutefois peu de place à l'étude théorique des mécanismes physiques et chimiques impliqués dans le processus d'électrocoagulation. Les mécanismes fondamentaux n'étant pas encore bien compris, il n'est pas possible, pour le moment, de concevoir de nouvelles unités d'électrocoagulation ou d'en améliorer les conditions opératoires à partir de principes théoriques physicochimiques [42].

C'est en s'inspirant des approches empiriques utilisées par différents auteurs, tout en tenant compte des contraintes inhérentes qu'a été définie l'unité d'électrocoagulation spécifique à ce projet. Un schéma du dispositif électrochimique utilisé dans l'étude est donné dans la figure 3.1.

L'unité d'électrocoagulation retenue se compose de cinq éléments essentiels: un générateur de courant (1), une cellule d'électrocoagulation en pyrex translucide contenant

l'eau brute (ce qui permet d'effectuer le suivi visuel du processus d'électrocoagulation) (2), électrodes en acier inoxydable ou en aluminium (3), un agitateur avec barreau magnétique (4) et un inverseur de polarité (5).

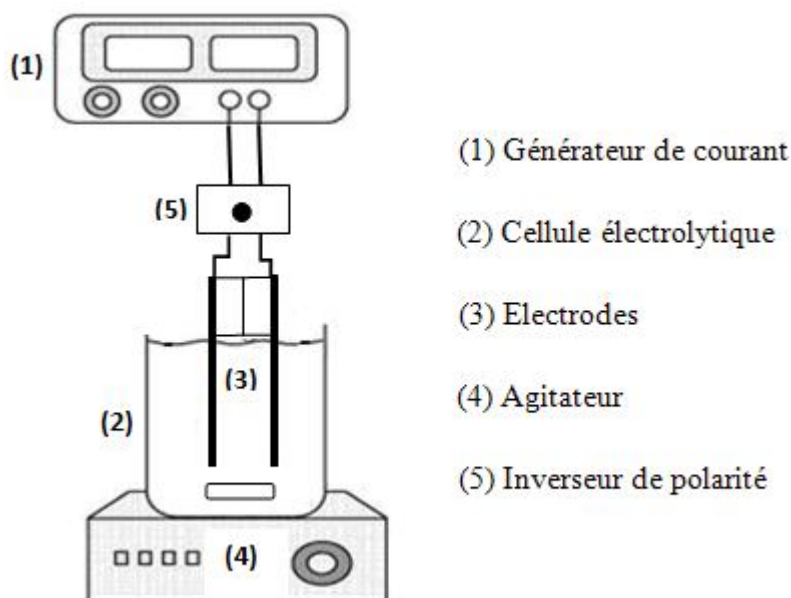


Figure 3.1: Schéma du dispositif expérimental utilisé dans l'étude

3.3.2 Conception des électrodes

Dans le cadre de cette étude, une configuration d'électrodes monopolaires a été retenue, telle que présentée dans la figure 3.2. Les dimensions des électrodes devraient obéir à un compromis entre consommation électrique réduite et bonne circulation du liquide, qui ne doit pas être trop perturbée ou trop freinée. Les deux électrodes (plaques rectangulaires parallèles de dimensions 100 mm x 50 mm x 1 mm) ont, chacune 50 cm² de surface nominale immergée. Quant au matériau des électrodes employées, celui-ci est crucial puisqu'il influence considérablement le processus d'électrocoagulation. Il est donc important de préciser qu'anode et cathode sont faites toutes exclusivement d'aluminium ou de fer. En effet, l'utilisation d'un inverseur de polarité dans ce montage expérimental, contraint la cathode et l'anode à être constituées d'un même matériau puisqu'elles seront interverties à un pas de temps spécifique.

Le métal des électrodes peut être obtenu par récupération des déchets de fer inoxydable ou d'aluminium, ce qui rend leur coût supportable pour un procédé de dépollution. Finalement, un espacement de 3 cm qui est une valeur caractéristique dans les systèmes d'électrocoagulation, est assuré par une bande de polycarbonate appliquée entre les électrodes, comme il est montré dans la figure 3.2.

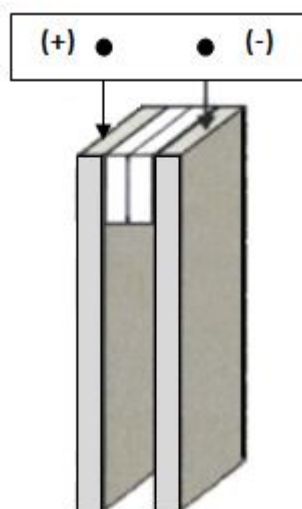


Figure 3.2 : Electrodes avec bandes séparatrices

3.4 Mode opératoire

Tous les essais d'électrocoagulation ont été réalisés en suivant le même protocole. Avant chaque essai, un récipient contenant de l'eau brute, dont la température oscille généralement autour de 20 à 25 °C, est homogénéisé grâce à une grande plaque agitatrice. Préalablement au démarrage de l'essai, une quantité de 0.65 litre de cette eau est introduite dans la cellule d'électrocoagulation.

Les électrodes sont plongées dans la cellule d'électrocoagulation fraîchement remplie d'eau brute. Lorsque fixées au montage, elles sont reliées à l'inverseur de polarité qui est, à son tour, relié au bloc d'alimentation (Générateur de courant électrique : AX 501 metrix) stabilisé en courant continu qui peut être réglé à l'ampérage désiré. L'inverseur de polarité est

alors programmé pour intervertir cathode et anode après chaque période de 5 minutes. De par le passage du courant dans les électrodes, s'enclenchent divers mécanismes physico-chimiques. Durant ce processus, le contenu de la cellule d'électrocoagulation est homogénéisé à l'aide d'un agitateur avec barreau magnétique, ce qui favorise le contact entre les polluants et les boues produites par électrocoagulation.

Le sel de table (chlorure de sodium) a été ajouté dans certaines expériences à l'eau trouble afin d'accroître sa conductivité et d'élucider le rôle de la concentration d'ions chlorures sur l'efficacité du procédé. La densité de courant est jugée comme un paramètre essentiel en électrocoagulation spécifiquement pour la cinétique d'abattement des polluants. Lorsque la densité de courant augmente, le temps de traitement diminue en raison de la forte dissolution des électrodes. Il en résulte donc davantage de déstabilisation des particules du polluant ; par ailleurs le taux de production des bulles d'hydrogène augmente et leur taille diminue lorsque la densité de courant augmente. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace des polluants par flottation. L'augmentation de la conductivité par l'ajout de chlorure de sodium est connue aussi pour réduire la tension U entre les électrodes à une densité de courant constante, en raison de la diminution de la résistance de l'eau à traiter. La consommation énergétique, qui est proportionnelle à la tension appliquée entre électrodes, devrait donc diminuer. Le choix du chlorure de sodium découle du fait que les ions chlorures réduisent de manière significative les effets indésirables d'autres anions tels que HCO_3^- et SO_4^{2-} , par exemple, en évitant la précipitation du carbonate de calcium contenu dans une eau contenant du calcaire, qui pourrait former une couche d'isolant sur la surface des électrodes et augmenter ainsi la résistance de la cellule électrochimique. Les ions chlorures peuvent également être oxydés pour donner des formes activées de chlore, tels que les anions hypochlorites qui ont un pouvoir oxydant élevé sur certains polluants. Cependant, une concentration excessive de NaCl dans l'eau polluée à traiter induit une consommation importante des électrodes par corrosion. Il en résulte donc une attaque sur la plaque de l'anode [27].

Les effets de l'intensité du courant électrique et de la nature du matériau des électrodes sur le procédé de coagulation électrochimique de l'eau trouble ont été étudiés à un temps de contact de 5 min. Le courant et le matériau responsables de l'élimination optimale de la turbidité ont été choisis et les expériences ont été menées à différents temps de contact. Le travail expérimental a été étendu pour étudier l'effet de la concentration d'électrolyte. Cela a

été fait en faisant varier la concentration de chlorure de sodium tout en maintenant le courant optimal trouvé à partir des expériences antérieures. L'effet désinfectant du procédé a été élucidé par analyses microbiologiques de l'eau brute et de l'eau traitée par coagulation chimique et électrocoagulation.

Dans chacune des expériences ci-dessus mentionnées, après que le temps de contact (temps d'électrolyse) pré spécifié dans la cellule électrochimique s'était passé, l'eau a été retirée, mesurée pour le pH à l'aide d'un pH-mètre (METTLER TOLEDO, Seven Easy) et placée sous un appareil d'agitation variable (J.P SELECTA AGIMATIC-N). L'eau a été rapidement mélangée (100 tours par minute) pendant 1 minute et modérément mixte (40 tours par minute) pour une période supplémentaire de 20 minutes. Le mélange a été effectué dans le but de la formation et l'agrandissement des floccs. Après la phase de mélange, l'eau a été laissée au repos pendant 20 minutes afin de permettre aux floccs de se déposer. Par la suite, le surnageant est recueilli à l'aide d'une seringue de 60 ml pour mesurer sa turbidité à l'aide d'un turbidimètre (HI 93703, HANNA Instruments).

Les deux plaques parallèles et rectangulaires d'acier inoxydable et celles d'aluminium, ont été préalablement traitées avec un papier abrasif au niveau de leurs surfaces, dans le but d'homogénéiser celles-ci et d'éliminer les impuretés et les dépôts qui peuvent les contaminer. Les électrodes sont extraites du réacteur, après chaque manipulation d'électrocoagulation dans le but de les examiner et de les nettoyer, étant donné que les résidus de décomposition des polluants peuvent se déposer sur leur surface. Le nettoyage s'effectue avec une solution d'acide chlorhydrique de 0,2 N et d'hydroxyde de sodium 0.5 N pour les électrodes de fer et d'aluminium respectivement, permettant ainsi d'éliminer les dépôts des polluants pouvant former une couche résistante sur la surface.

Chapitre 4

Résultats et discussion

4.1 Introduction

Ce chapitre se divise en cinq parties. La première partie concerne la description des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau brute. La deuxième et la troisième partie sont consacrées à l'investigation des paramètres qui influent sur la turbidité et le pH respectivement. La quatrième section élucide l'effet désinfectant de l'électrocoagulation par action conjuguée du courant électrique et du gaz de chlore. Une comparaison entre les résultats obtenus par le procédé d'électrocoagulation et ceux issus de la coagulation chimique fera l'objet de la dernière partie.

4.2 Paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau brute

L'eau brute à étudier est analysée avant la réalisation des essais d'électrocoagulation. Les valeurs typiques des paramètres physicochimiques et microbiologiques de l'eau de surface sujette de l'étude (eau brute du barrage de Hammam Debagh) sont consignées dans le tableau 4.1. Les valeurs des paramètres de l'eau brute permettent d'avoir une idée claire sur la chimie de l'eau sous étude et à aider à la compréhension de l'interaction du processus d'électrocoagulation avec l'eau à traiter. Les analyses ont été faites au laboratoire d'analyse industrielles et génie des matériaux de l'université 08 Mai 1945 de Guelma et au laboratoire de la prévention de la wilaya de Guelma.

Les valeurs caractéristiques des paramètres physicochimiques et microbiologiques de l'eau brute sont comparées à celles de la norme algérienne NA 6360-1992 fixant les spécifications physico-chimiques des eaux destinées à la consommation et l'arrêté interministériel du 24 janvier 1998 modifiant et complétant l'arrêté du 23 juillet 1994 relatif aux spécifications microbiologiques de certaines denrées alimentaires dont les eaux de distribution traitées.

Tableau 4.1 : Valeurs des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau brute du barrage de Hammam Debagh comparées aux limites imposées par la réglementation algérienne concernant les critères physico-chimiques et microbiologiques des eaux de distribution traitées.

Paramètres	Valeurs	Limites
pH	7,57	6,5 – 8,5
Turbidité (NTU)	24,17	≤ 5
Conductivité à 25°C (μS/cm)	530	≤ 2800
Résidu sec à 105 °C (mg/l)	408	≤ 2000
Alcalinité CaCO ₃ (mg/l)	95	≤ 200
Chlorures Cl ⁻ (mg/l)	91	≤ 500
Sulphate SO ₄ ²⁻ (mg/l)	104	≤ 400
Nombre de germes aérobies à 37 °C /ml	3600	< 20
Nombre de germes aérobies à 22 °C /ml	2800	<100
Nombre de coliformes aérobies à 37 °C /100 ml	93	< 10
Nombre de coliformes fécaux / 100 ml	85	0
Nombre de streptocoques D / 50 ml	9	0
Nombre de clostridium sulfito-réducteurs à 46 °C /ml	0	0
Nombre de clostridium sulfito-réducteurs à 46 °C /20 ml	0	0

A travers les résultats du tableau 4.1, nous pouvons observer que le potentiel d'hydrogène (pH) est légèrement alcalin, d'une valeur de 7,57.

Le pH mesure la concentration en ions H⁺ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 ; 7 étant le pH de neutralité. Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, et dépend de facteurs multiples, dont la température et l'origine de l'eau.

Nous constatons que l'eau brute a une turbidité assez élevée de 24,17 NTU. Cette valeur est l'une parmi les valeurs les plus élevées d'après les statistiques aux cours des dernières années, c'est la valeur de la turbidité d'une eau échantillonnée lors d'une période de pluies.

La turbidité élevée est due aux précipitations qui favorisent le lessivage des sols par les eaux de pluie qui entraînent des substances indésirables (issues des pratiques agricoles...) lors du ruissellement en surface et du fait des matières en suspension (MES) qui peuvent être d'origines naturelles (transports solides importants lors de l'érosion des sols) ou anthropiques (rejets domestiques issus des réseaux d'assainissement urbains). La couverture végétale très dense autour du barrage engendre, par décomposition des végétaux, la formation des substances humiques qui contribuent à l'accroissement de la turbidité.

Les augmentations de la turbidité sont dues essentiellement aux teneurs en matières minérales grossières et en partie à la charge organique qui renferment des particules solides colloïdales et en suspension minérales et organiques avec des tailles allant de dimensions colloïdales à plus de 100 μm . De telles particules peuvent également avoir d'autres substances et micro-organismes qui s'y rattachent. Ces particules, même si apparemment inoffensives en elles-mêmes, peuvent affecter indirectement la qualité des eaux [42]. La qualité bactériologique d'une eau turbide est donc suspecte.

La conductivité électrique traduit la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique. Cette notion est inversement proportionnelle à celle de résistivité électrique. La conductivité est directement proportionnelle à la quantité de solides (sels minéraux) dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solides dissous sera importante, plus la conductivité sera élevée. Une élévation de la température augmente la mobilité des ions dans l'eau, la valeur mesurée est alors plus élevée. Le résultat de la mesure doit toujours comporter l'indication de la température à laquelle elle a été faite, surtout si elle est différente de la température de référence de 20°C. L'eau brute à étudier a une conductivité électrique de 530 $\mu\text{S cm}^{-1}$ à 25°C caractérisant une eau peu minéralisée liée à la nature des terrains traversés.

Les résultats d'analyse montrent une teneur moyenne de calcium sous forme de CaCO_3 (95 mg / l) liée à la nature des terrains traversés et des teneurs assez faibles en chlorures et en sulfates (91 et 104 mg / l respectivement). Les teneurs en chlorures et en sulfates pourraient

s'expliquer par la géologie des terrains de la région ou par une contamination directe de l'eau du barrage par des rejets domestiques surtout riches en détergents ou par l'utilisation des pesticides dans l'agriculture.

Les analyses microbiologiques sont fondées sur la recherche de bactéries considérées comme des indicateurs de contamination fécale, ces bactéries ont été choisies parce qu'elles sont présentes en grand nombre dans les selles des animaux à sang chaud, qu'elles sont détectables facilement, et qu'elles ne se développent pas dans l'eau pure. Leur présence dans le réseau de distribution est un indice de contamination.

Le risque microbiologique majeur est l'ingestion d'une eau souillée par des matières fécales d'origine humaine ou animale, qui peuvent être des sources de bactéries pathogènes, de virus, de protozoaires. La potabilité microbiologique est l'absence de microorganismes susceptibles de provoquer des maladies.

Le tableau 4.1 montre que les valeurs des paramètres microbiologiques de l'eau du barrage de Hammam Debagh dépassent largement les limites imposées par la réglementation algérienne concernant les critères microbiologiques des eaux de distribution traitées, ce qui montre la présence d'une flore indicatrice de contamination microbienne due à l'alimentation du barrage en partie par les rejets d'eaux usées urbaines et par la décomposition de la matière organique d'origine animale et végétale. On dénombre 93 de coliformes aérobies à 37 °C et 85 de coliformes fécaux dans 100 ml d'eau brute.

D'après les résultats d'analyse de l'eau brute (tableau 4.1), il est donc bien clair que les valeurs des paramètres de la turbidité et de la charge microbiologique ne sont pas conformes à la réglementation algérienne en vigueur. Pour pallier à ces deux défauts le procédé de coagulation chimique est utilisé à la station de Hammam Debagh. Par contre certains inconvénients sont induits par l'utilisation de la coagulation chimique à l'aide des sels métalliques comme l'acidification de l'eau traitée, les étapes de traitement plus lentes, les quantités de coagulant plus élevées et la quantité importante de boues à disposer. Pour remédier à ces inconvénients nous avons utilisé dans cette étude l'électrocoagulation comme une technologie alternative pour le traitement de l'eau de surface du barrage de Hammam Debagh afin de produire de l'eau potable.

4.3 Paramètres affectant la turbidité

4.3.1 L'intensité du courant électrique

L'intensité du courant électrique est jugée comme un paramètre essentiel en électrocoagulation [20,38], spécifiquement pour la cinétique d'abattement de la turbidité. Lorsque l'intensité du courant augmente, le temps de traitement diminue en raison de la forte dissolution des électrodes. Il en résulte donc davantage de déstabilisation des particules du polluant ; par ailleurs le taux de production des bulles d'hydrogène augmente et leur taille diminue lorsque la densité du courant augmente. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace du polluant par flottation [19].

L'effet du courant a été étudié en effectuant les expériences d'électrocoagulation à différentes valeurs du courant. Le temps de contact (durée d'électrolyse) est maintenu à 5 minutes pour tous les essais effectués. L'eau brute à traiter a une turbidité de 24,17 NTU et une conductivité de 530 $\mu\text{S} / \text{cm}$.

La figure 4.1 montre la relation entre la variation du courant et la turbidité finale de l'eau à traiter par les électrodes de fer (Fe) et celles d'aluminium (Al). La figure montre que la turbidité résiduelle diminue avec l'augmentation du courant électrique dans la gamme de courant de 0,04 à 0,2 Ampère.

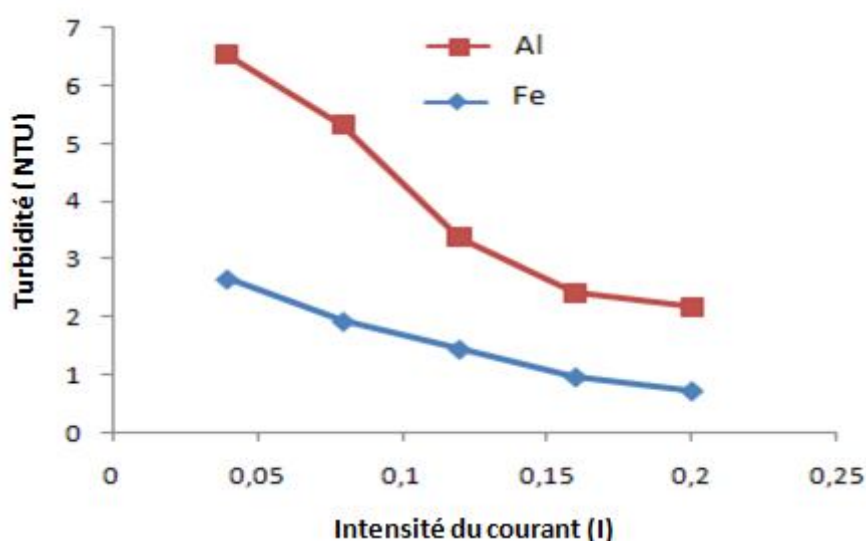


Figure 4.1 : Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute. Temps de contact: 5 min. Turbidité initiale: 24,17 NTU.

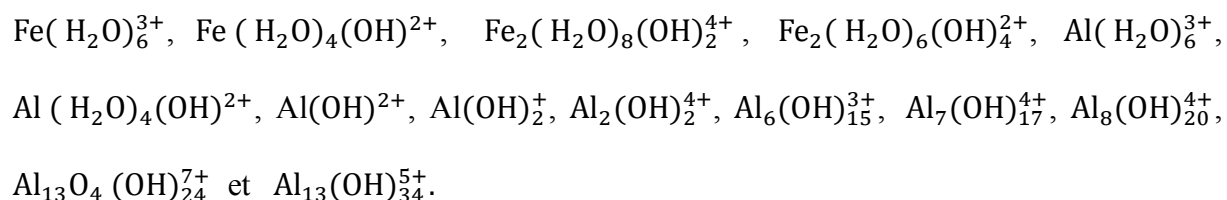
L'efficacité d'élimination de la turbidité R est calculée par la formule suivante :

$$R (\%) = \frac{T_0 - T_t}{T_0} \times 100 \quad (4.1)$$

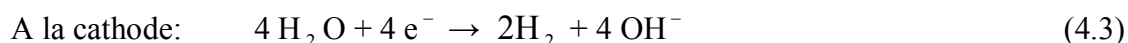
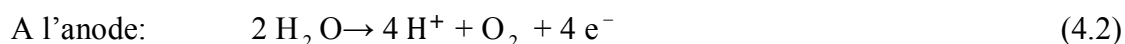
où T_0 est la turbidité initiale de l'eau sous traitement (24,17 NTU) et T_t est la turbidité à la fin de l'expérience (à une certaine valeur du courant et du temps de contact).

Les plus basses valeurs de la turbidité sont 0,73 et 2,18 NTU réalisées à un courant de 0,2 Ampère avec les électrodes Fe et Al respectivement. Elles correspondent à des efficacités maximales d'élimination de la turbidité de 97% (électrodes Fe) et (91% électrodes Al).

La diminution de la turbidité est due à la déstabilisation des colloïdes et des particules en suspension par les complexes des hydroxydes de fer et d'aluminium tels que :



Ces complexes ont une forte affinité pour les particules dispersées ainsi que des contre ions pour provoquer la coagulation [19]. Ces complexes porteurs de charges positives agissent par neutralisation de la charge surfacique négative des colloïdes et des matières en suspension, ce qui permet leur agglomération. Alors que les hydroxydes ferriques [$\text{Fe}(\text{OH})_3$] et d'aluminium [$\text{Al}(\text{OH})_3$], solides amorphes, se déposent provoquant ainsi la floculation par « sweep floculation » des colloïdes stables en suspension. Les gaz dégagés au niveau des électrodes (l'oxygène à l'anode et l'hydrogène à la cathode) peuvent empiéter en haut et provoquer la flottation des matériaux coagulés [19]. Les réactions de dégagement de ces deux gaz sont:



Les résultats ci-dessus montrent que l'électrocoagulation est une technique efficace pour l'élimination de la turbidité de l'eau de surface. Il convient également de souligner, ici, que cette efficacité d'élimination élevée a été atteinte sans ajouter aucun électrolyte à l'eau.

4.3.2 La nature du matériau des électrodes

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.

A partir des données de la figure 4.1, il est possible de calculer et de comparer l'efficacité d'élimination des matières colloïdales par des électrodes sacrificielles d'aluminium et celles du fer. Dans la gamme de courant de 0,04 à 0,20 A, l'efficacité des électrodes de fer a été 89% à un courant de 0,04 A et 97 % à 0,20 A, alors que celle de l'aluminium a augmenté de 73 % à 0,04 A pour atteindre 91 % à 0,20 A. Les résultats de calcul de l'efficacité d'élimination de la turbidité par électrodes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) en fonction du courant sont présentés dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Efficacité d'élimination de la turbidité par électrodes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) en fonction du courant.

I(A)	R (%)	
	Fe	Al
0,04	89	73
0,08	92	78
0,12	94	86
0,16	96	90
0,20	97	91

D'après les résultats du tableau 4.2, l'efficacité d'élimination de la turbidité en fonction de l'intensité du courant électrique, à l'aide des électrodes de fer est meilleure que

celle obtenue en se servant des électrodes d'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 [86]. Le fer est démontré plus efficace que l'aluminium pour l'enlèvement de la turbidité [28, 69]. 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 :

$$m = \frac{I t M}{n f} \quad (4.4)$$

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, $M = 55,85 \text{ (g mole}^{-1}\text{)}$,

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

F : la constante de Faraday, $96485 \text{ (C mole}^{-1}\text{)}$.

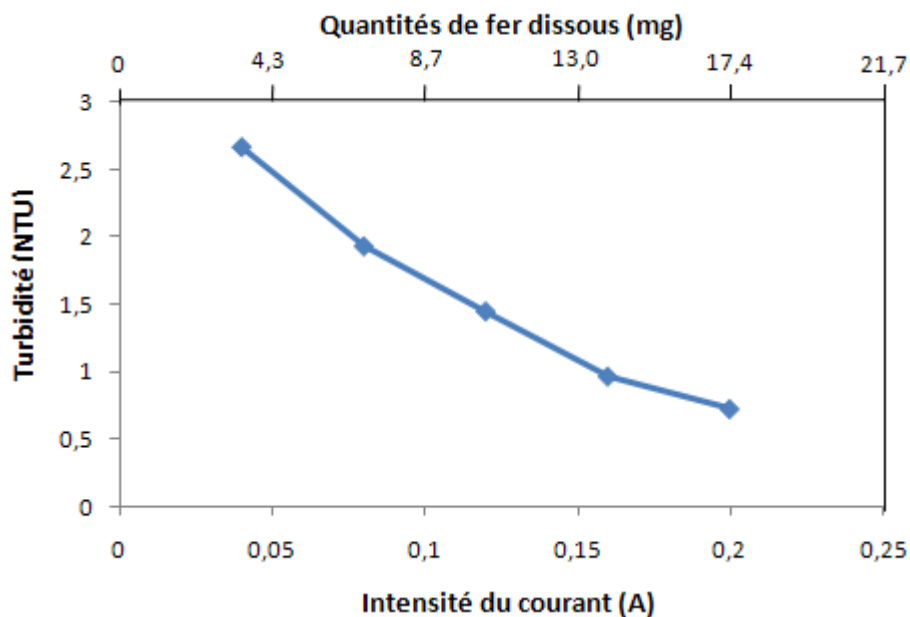


Figure 4.2 : Effet du courant sur la turbidité de l'eau brute avec les quantités de fer dissous calculées par la loi de Faraday . Temps de contact: 5 min, Turbidité initiale: 24,17 NTU.

Les quantités de fer dissous dans les essais expérimentaux ont été calculées et sont représentées dans la figure 4.2

D'après la figure 4.2 la turbidité résiduelle a diminué de sa valeur initiale 24,17 à 0,73 NTU lorsque la masse de fer dissous calculée a augmenté jusqu'à 17,4 mg. Cette diminution de la turbidité est due à la déstabilisation des colloïdes et des particules en suspension par les complexes d'hydroxyde de fer, comme il a été expliqué précédemment.

4.3.3 Le temps d'électrolyse

D'après les expériences précédentes avec les électrodes de fer, l'efficacité maximale d'élimination de la turbidité 97% a été réalisée à un courant de 0,2 A avec une quantité de fer dissous de 17,4 mg. Dans les expériences ultérieures un courant de 0,2 A est adopté.

Afin de trouver le temps de contact qui donne des résultats d'élimination maximale de la turbidité, des expériences ont été menées à différents temps de contact tandis que le courant appliqué a été maintenu constant à 0,2 A.

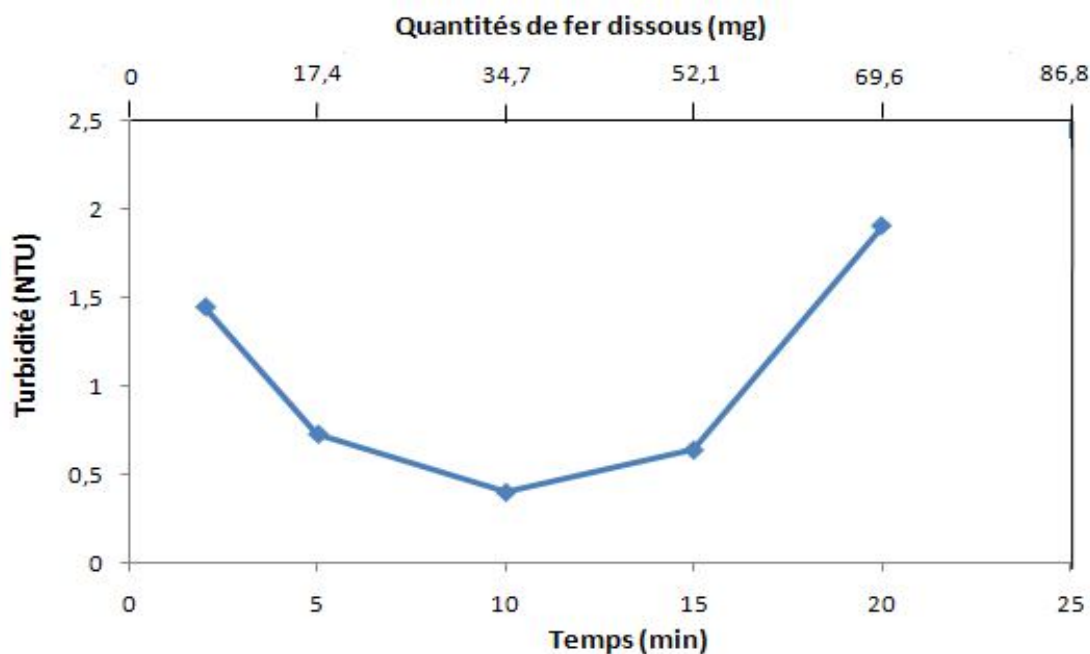


Figure 4.3 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction du temps de contact sous l'effet d'un courant de 0,2 A .Turbidité initiale : 24,17 NTU.

La figure 4.3 montre la variation de la turbidité résiduelle en fonction du temps de contact sous l'effet d'un courant de 0,2 A. La figure montre également la variation de la turbidité résiduelle en fonction des quantités de fer dissous calculées à l'aide de la loi de Faraday.

Une turbidité résiduelle minimale de 0,40 NTU a été réalisée à un temps de contact de 10 minutes avec une quantité calculée de fer dissous de 34,7 mg. Cela montre qu'en augmentant le temps de contact de 5 à 10 minutes à un courant constant de 0,2 A, la turbidité résiduelle a été réduite de 0,73 à 0,40 NTU. Ainsi la performance du procédé d'électrocoagulation est liée étroitement au temps de contact. L'effet du temps de contact sur l'élimination de la turbidité est dû principalement à la production du fer dissous à l'anode, qui a provoqué la déstabilisation des colloïdes et des particules en suspension par les complexes d'hydroxyde de fer et par conséquent l'abaissement de la turbidité comme il a été expliqué précédemment.

4.3.4 L'ajout de NaCl dans l'eau à traiter

L'augmentation de la conductivité par l'ajout de chlorure de sodium est connue pour réduire la tension entre les électrodes à une densité de courant constante, en raison de la diminution de la résistance de l'eau polluée [87, 86, 88]. La consommation énergétique, qui est proportionnelle à la tension appliquée entre les électrodes, devrait donc diminuer. Le choix du chlorure de sodium découle du fait que les ions chlorures réduisent de manière significative les effets indésirables d'autres anions tels que HCO_3^- et SO_4^{2-} , par exemple, en évitant la précipitation du carbonate de calcium d'une eau contenant du calcaire, qui pourrait former une couche d'isolant sur la surface des électrodes et augmenter ainsi la résistance de la cellule électrochimique [34].

Les ions chlorures peuvent également être oxydés pour donner des formes activées de chlore, tels que les anions hypochlorites qui ont un pouvoir oxydant et désinfectant élevé.

Le sel NaCl a été ajouté dans certaines expériences à l'eau trouble afin d'accroître sa conductivité et d'élucider le rôle de la concentration d'ions chlorures sur l'efficacité du procédé d'électrocoagulation.

La figure 4.4 montre l'effet de la concentration de NaCl en fonction du temps sur l'enlèvement de la turbidité à un courant de 0,2 A. La figure montre que les valeurs

d'éliminations optimales de la turbidité résiduelle étaient 0,40, 0,46 et 0,42 NTU à des teneurs en chlorure de sodium (NaCl) ajoutées à la solution de 0,0 , 0,5 et 1 g/ l et des temps de contact de 10, 5 et 2 minutes, respectivement. Cela signifie que pour des efficacités optimales similaires d'élimination de la turbidité à un courant de 0,2 A et des temps de contact de 10, 5 et 2 min, les quantités calculées de fer dissous sont 34,7 , 17,4 et 6,9 mg, respectivement. Ceci indique que l'ajout de NaCl se traduit par un gain du temps d'électrolyse et une économie en consommation d'électrodes.

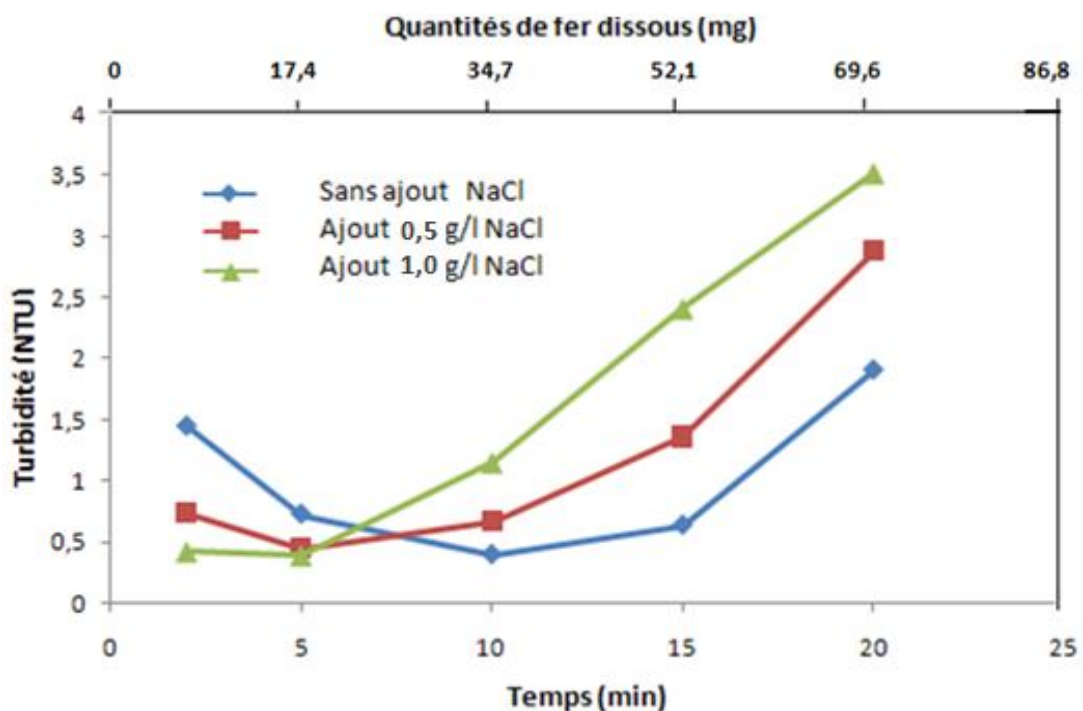
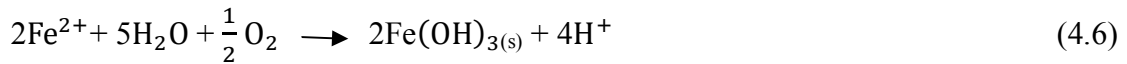


Figure 4.4 : Effet de la concentration en NaCl sur la turbidité résiduelle en fonction du temps sous un courant de 0,2 A. Turbidité initiale: 24,17 NTU.

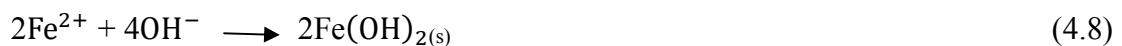
La réduction du temps de contact nécessaire à la réalisation des efficacités optimales similaires de l'élimination de la turbidité due à l'ajout de NaCl est attribuée à l'augmentation de la conductivité qui facilite le passage du courant électrique entre les électrodes, d'une part et au caractère plus coagulant des ions ferriques résultant de l'oxydation par le chlore gazeux des ions ferreux, de l'autre part.

En effet, dans l'électrocoagulation avec électrodes de fer, deux mécanismes de production des hydroxydes de fer sont proposés dans la littérature [89]:

Mécanisme 1:



Mécanisme 2:



A partir des mécanismes ci-dessus, nous pouvons constater que la dissolution des électrodes anodes de fer peuvent soit donner l'hydroxyde ferreux ou l'hydroxyde ferrique. L'état ferrique qui est communément appelé l'état oxydé est beaucoup moins soluble dans l'eau que l'état ferreux. Si le fer est présent à l'état ferreux soluble, alors nous pouvons postuler que le mécanisme dominant de l'élimination des particules colloïdales est la neutralisation de charge.

La tendance de l'enlèvement des solides en suspension dans les courants faibles sont compatibles avec un mécanisme de neutralisation de charge, où l'augmentation de l'élimination de la turbidité est proportionnelle à l'augmentation de la dose de coagulant. La forme soluble de fer ferreux peut être convertie en fer ferrique insoluble par oxydation. L'addition de sel NaCl rend la concentration des ions chlorures relativement élevée. Le processus électrochimique par oxydation anodique convertit les ions chlorures en chlore gazeux [90].

Le chlore est utilisé comme oxydant pour convertir le fer ferreux en fer ferrique insoluble selon la réaction :



Les résultats obtenus à des courants plus élevés suggèrent que le mécanisme dominant de l'extraction des particules est la coagulation par « sweep-floculation » [89]. A des courants plus élevés (plus fort potentiel) plus de gaz de chlore est produit pour convertir le fer ferreux en fer ferrique insoluble, par conséquent, la coagulation est effectuée par le mécanisme

« sweep-floculation ». Il a été démontré [91] que le procédé de l'électrocoagulation en utilisant des électrodes de fer au potentiel plus élevé favorise la formation des ions de Fe (III). La précipitation des hydroxydes de Fe (III) ont un caractère plus coagulant que celui des hydroxydes de Fe (II) [92].

D'après les trois courbes de la figure 4.4, la turbidité résiduelle a diminué en fonction du temps jusqu'à des valeurs minimales puis elle a augmenté par la suite. Ainsi chaque courbe présente un domaine où pour des valeurs similaires de la turbidité résiduelle correspond des valeurs nettement différentes des quantités de fer dissous.

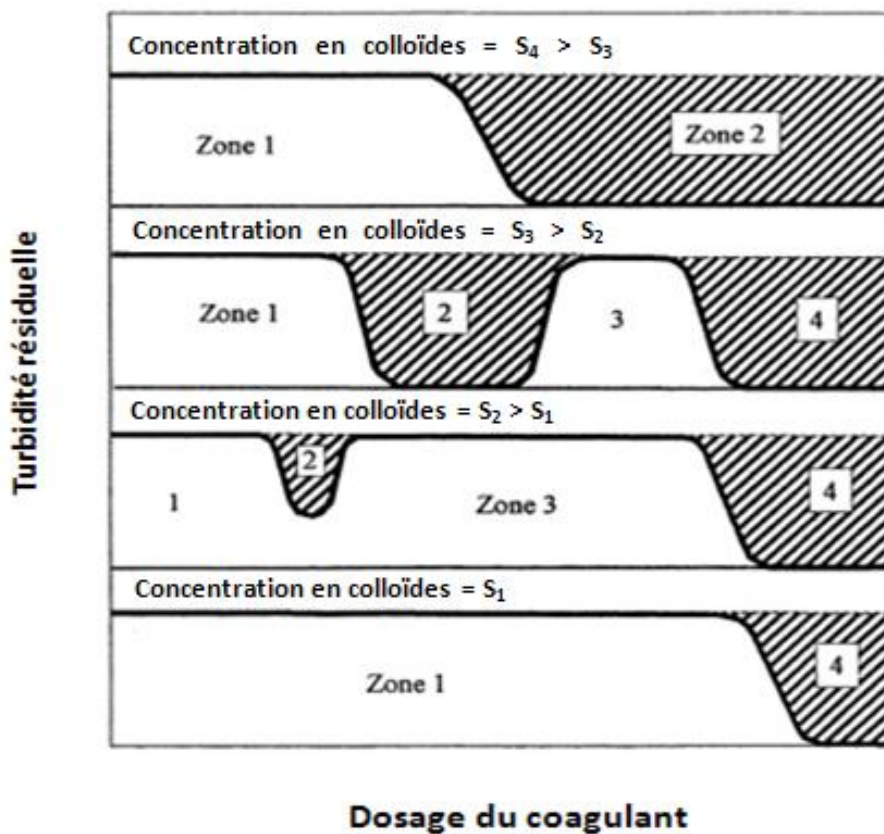


Figure 4.5 : Courbes schématiques de coagulation à pH constant (les zones ombrées représentent les régions où la coagulation se produit) [106]

L'interprétation d'avoir des valeurs similaires d'enlèvement de la turbidité à des concentrations de fer différentes peut se fonder sur les conclusions de Stumm et O'Melia (1968) [93]. La figure 4.5 montre une représentation schématique de leurs résultats. A une

concentration de colloïdes donnée, dans la zone 1, une dose de coagulant insuffisante a été appliquée et la déstabilisation ne se produit pas. L'augmentation de la dose de coagulant provoque la déstabilisation (zone 2) et par conséquent l'enlèvement de la turbidité. Une nouvelle augmentation de la dose de coagulant peut conduire à stabiliser, de nouveau, la dispersion des colloïdes (zone 3). Une coagulation par "sweep-floculation" se produit (zone 4) si la dose de coagulant est encore accrue. Les travaux de Duan (1997) pour l'élimination de la turbidité d'une solution contenant des particules colloïdales en suspension de kaolin confirment cette interprétation [94].

4.4 Paramètres affectant le pH

4.4.1 L'intensité du courant électrique

Le processus de coagulation est très dépendant du pH de l'eau à traiter [95]. La figure 4.6 décrit la relation entre le pH final de l'eau et le courant appliqué.

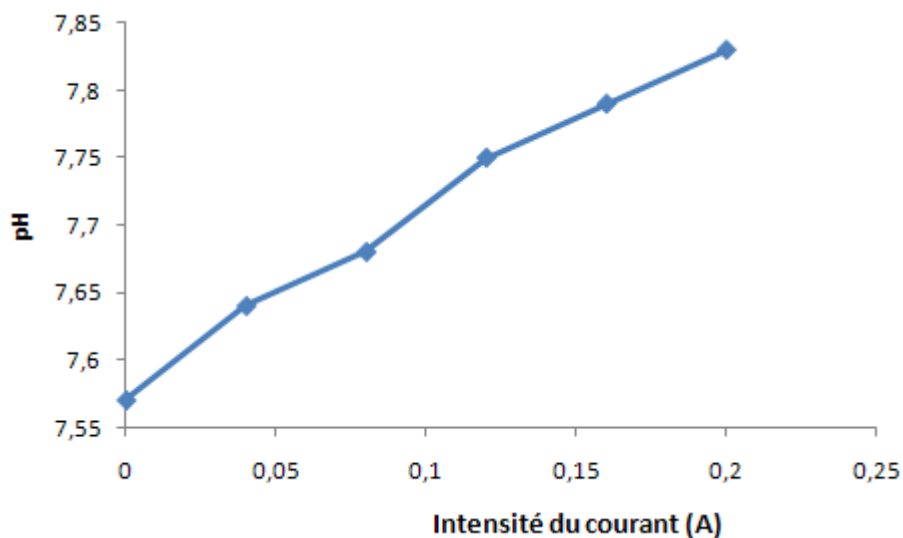
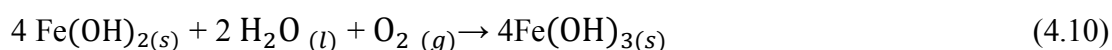


Figure 4.6: Relation entre le pH final de l'eau et le courant appliqué à un temps de contact de 5 minutes. Turbidité initiale: 24,17 NTU.

A partir de la figure 4.6 on peut constater que le pH de la solution a augmenté avec l'augmentation du courant. Il a passé de sa valeur initiale 7,57 à 7,83 lorsque l'intensité du courant électrique a varié de 0 à 0,2 A. Cette augmentation du pH est due à la formation des anions hydroxydes OH^- à la cathode lors de l'électrolyse de l'eau selon la réaction :



Ce comportement a affecté la relation entre la turbidité résiduelle et le courant appliqué. Bien que la coagulation avec des sels de fer se produise à une large gamme de pH due aux différents mécanismes, l'hydroxyde ferrique amorphe $[\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}]$ est moins soluble à un pH proche de 8 [96]. Il est obtenu, en présence d'oxygène, suite aux réactions suivantes:



La précipitation d'hydroxyde ferrique à pH élevé donne lieu à l'élimination des polluants par le mécanisme «sweep flocculation». Les particules d'hydroxyde ferrique interagissent avec les polluants par adsorption et entraînent la formation de gros floccs, communément appelés «sweep floccs». Ceux-ci créent un voile de boue qui emprisonne les matières polluantes particulaires et colloïdales dans les floccs de précipités [42]. Par conséquent, l'augmentation du pH dans une cellule électrochimique due à la formation des ions OH^- est avantageuse pour l'élimination des polluants.

4.4.2 Le temps d'électrolyse

La figure 4.7 décrit la relation entre le pH final de la solution et le temps de contact avec un courant de 0,2 A.

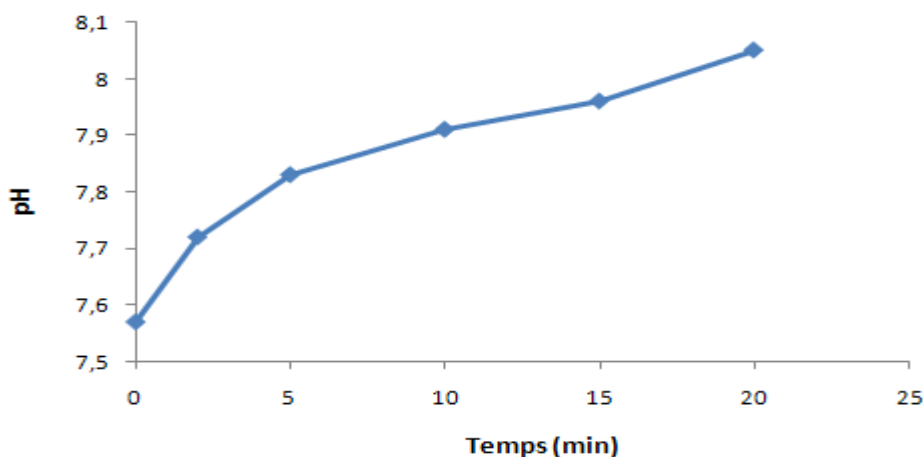


Figure 4.7 : Variation du pH de l'eau sous étude en fonction du temps de contact à un courant de 0,2 A. Turbidité initiale: 24,17 NTU.

La figure 4.7 montre que le pH a augmenté au cours du temps de contact. Il a passé de 7,57 à 8,05 pendant 20 minutes d'électrocoagulation. Ceci est dû à la formation des anions OH^- à la cathode lors de l'électrolyse de l'eau. Comme indiqué précédemment (§ 4.4), l'accroissement du pH provoque l'augmentation de la coagulation et de la floculation [96].

Dans l'électrocoagulation, le pH de la solution augmente avec le temps en raison de l'évolution de l'hydrogène et cette évolution est principalement dépendante du courant.

4.4.3 L'ajout de NaCl dans l'eau à traiter

La relation entre le pH final de la solution et la concentration en NaCl au cours du temps de contact est représentée dans la figure 4.8. La figure montre qu'à un courant constant de 0,2 A et des concentrations différentes de NaCl, le pH a augmenté au cours du temps de contact pour la raison expliquée plus haut (§ 4.4). En outre, aucun effet de la concentration en NaCl sur le pH final de la solution n'est remarqué, jusqu'à un temps de contact de 10 minutes. Après cela, le pH a diminué pour les deux cas d'addition de 0,5 et 1,0 g / l de NaCl. Dans le cas d'addition de 0,5 g / l de NaCl, le pH a passé de 7,84 (temps de contact : 10 minutes) à 7,83 (temps de contact : 20 minutes). Dans le cas d'addition de 1,0 g / l de NaCl, le pH a passé de 7,82 (temps de contact : 10 minutes) à 7,78 (temps de contact : 20 minutes).

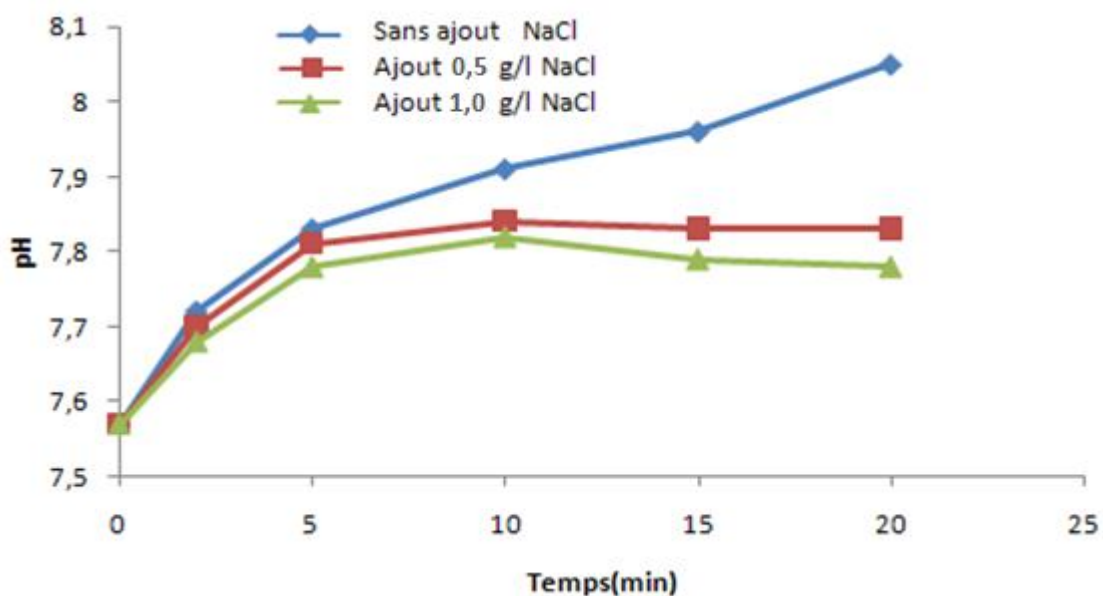


Figure 4.8 : Effet de la concentration en NaCl sur le pH en fonction du temps, sous un courant de 0,2 A. Turbidité initiale 24,17 NTU.

Cette tendance est imputable à deux raisons:

- D'abord, l'augmentation de la concentration en NaCl a fait augmenter la conductivité de la solution qui a réduit la tension nécessaire pour avoir une certaine intensité du courant électrique. En effet La tension électrique (U) due à la chute ohmique de la solution dans l'électrocoagulateur est liée à la résistance (R) et au courant continu (I) par la relation :

$$U = R I = \frac{I d}{A k} \quad (4.11)$$

U: tension électrique due à la chute ohmique de la solution (V)

R : résistance ohmique de la solution (ohm)

I : intensité imposée (A).

d : distance entre les électrodes (cm).

A : surface active de l'électrode (cm²).

k : conductivité de la solution (S.cm⁻¹).

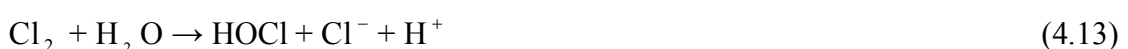
Pour des valeurs constantes du courant, de la distance entre les électrodes et de la surface active de l'électrode, si la conductivité augmente (par addition de NaCl), la tension diminue. La réduction de la tension électrique aurait réduit la formation des ions OH⁻ qui sont responsables de l'augmentation du pH selon la réaction :



- Deuxièmement, l'augmentation de la concentration en NaCl a fait augmenter la quantité d'ions chlorures, ceux-ci, lors de l'électrolyse, ont été convertis au gaz de chlore suivant la réaction :



L'augmentation de la production du gaz de chlore a augmenté la concentration d'acide hypochloreux dans l'eau à traiter :



Cela a conduit à la réduction du pH final de la solution.

4.5 Effet désinfectant de l'électrocoagulation

L'eau de surface est souvent exposée à la contamination microbienne, qui varie en nombre et en espèces. Réduire la charge microbienne à un niveau acceptable est essentiel pour permettre d'utiliser cette eau pour la consommation humaine [97].

Non seulement le procédé d'électrocoagulation favorise l'abatement d'une quantité de polluants chimiques et physiques mais il contribue aussi à la désinfection de l'effluent.

L'utilisation de l'électrocoagulation pour purifier l'eau de surface de son contenu microbien et organique est l'une des méthodes les plus récentes pour le traitement des eaux de surface [49,59].

Dans cette étude, le procédé d'électrocoagulation a été utilisé afin de déterminer son efficacité dans la réduction de la charge en microorganismes de l'eau de surface sous étude.

Un échantillon issu d'une eau traitée par électrocoagulation de l'eau de surface du barrage de Hammam Debagh est prélevé et acheminé pour analyse microbiologique au laboratoire de la prévention de la wilaya de Guelma. L'échantillon présente les caractéristiques suivantes :

- Intensité du courant appliqué : 0,2 A
- Temps de contact : 5 minutes
- Turbidité initiale : 24,17 NTU
- Turbidité après traitement 0,46 NTU
- Quantité de NaCl ajouté : 0,5 g / l
- pH initial : 7,57
- pH après traitement : 7,81

Les résultats d'analyses des paramètres microbiologiques sont donnés dans le tableau 4.3.

D'après les résultats d'analyse qui figurent dans le tableau 4.3, l'eau traitée par électrocoagulation présente une très faible charge en microorganismes par rapport à l'eau brute. Le traitement électrolytique a réduit la flore microbienne à des valeurs nettement inférieures aux limites imposées par la réglementation algérienne en vigueur. Les coliformes aérobies et coliformes fécaux sont réduits avec une efficacité de 92 et 100 % respectivement. Ainsi, les bactéries sont non seulement retirées des effluents par adsorption et

emprisonnement dans les floccs et agrégats résultant de l'électrocoagulation, mais elles sembleraient aussi être altérées par leur passage dans le champ électrique, entre l'anode et la cathode [59]. Le champ électrique entre les électrodes conduit à la destruction de certaines souches de bactéries [82]. Le chlore libéré lors de l'oxydation à l'anode selon la réaction :



contribue aussi à la chute dramatique des microorganismes.

Ces résultats sont similaires à ceux répertoriés dans la littérature [59].

Les résultats du tableau 4.3 montrent que le procédé d'électrocoagulation est efficace pour la désinfection de l'eau.

Tableau 4.3: Résultats d'analyse des paramètres microbiologiques de l'eau traitée par électrocoagulation comparés aux limites imposées par la réglementation algérienne concernant les critères microbiologiques des eaux de distribution traitées

Paramètres	Valeurs	Limites
Nombre de germes aérobies à 37 °C/ml	11	< 20
Nombre de germes aérobies à 22 °C/ml	8	< 100
Nombre de coliformes aérobies à 37 °C/100 ml	7	< 10
Nombre de coliformes fécaux /100 ml	0	0
Nombre de streptocoques D/50 ml	0	0
Nombre de clostridium sulfito-réducteurs à 46 °C/ml	0	0
Nombre de clostridium sulfito-réducteurs à 46 °C/20 ml	0	< 5

4.6 Comparaison entre l'efficacité épuratrice de l'électrocoagulation et celle de la coagulation chimique

Afin de mieux percevoir l'efficacité du procédé d'électrocoagulation utilisé dans cette étude pour la production de l'eau potable, nous avons comparé les résultats d'analyses des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau du barrage de Hammam Debagh

avant et après traitements par le procédé conventionnel de coagulation chimique à la station de Hammam Debagh et par le procédé d'électrocoagulation au laboratoire.

Le tableau 4.4 indique les valeurs des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau brute étudiée (1) et celle traitée par coagulation chimique CC (2) et d'un échantillon d'eau traitée par électrocoagulation (EC) dont les caractéristiques sont cités précédemment (§ 4.5).

Tableau 4.4: Comparaison des résultats d'analyses des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau du barrage de Hammam Debagh : eau brute (1), eau traitée par CC (2), eau traitée par EC (3) et les limites imposées par la réglementation algérienne en vigueur.

Paramètres	Valeurs			
	(1)	(2)	(3)	Limites
pH	7,57	7,96	7,81	6,5 – 8,5
Turbidité (NTU)	24,17	1,41	0,46	≤ 5
Conductivité à 25°C (μS/cm)	530	560	620	≤ 2800
Résidu sec à 105 °C (mg/l)	408	453	491	≤ 2000
Alcalinité CaCO ₃ (mg/l)	95	103	99	≤ 200
Chlorures Cl ⁻ (mg/l)	91	137	153	≤ 500
Sulphate SO ₄ ²⁻ (mg/l)	104	84	75	≤ 400
Nombre de germes aérobies à 37 °C /ml	3600	18	11	< 20
Nombre de germes aérobies à 22 °C /ml	2800	15	8	< 100
Nombre de coliformes aérobies à 37 °C /100 ml	93	9	7	< 10
Nombre de coliformes fécaux / 100 ml	85	0	0	0
Nombre de streptocoques D / 50 ml	9	0	0	0
Nombre de clostridium sulfito-réducteurs à 46 °C / ml	0	0	0	0
Nombre de clostridium sulfito-réducteurs à 46 °C / 20 ml	0	0	0	0

D'après les résultats du tableau 4.4, l'eau traitée par électrocoagulation répond bien aux critères imposés par la réglementation algérienne en vigueur concernant l'eau potable. Les résultats sont sensiblement meilleurs que ceux obtenus à l'aide de la coagulation chimique. En effet la turbidité a été réduite avec une efficacité de 98 % par l'électrocoagulation et avec une efficacité de 94 % seulement par la coagulation chimique. L'eau traitée par l'électrocoagulation présente une plus faible charge en microorganismes par rapport à l'eau traitée par le procédé conventionnel de coagulation chimique.

Plusieurs travaux répertoriés dans la littérature ont montré que le procédé d'électrocoagulation est efficace pour l'élimination de la turbidité [69, 89, 98]. Mills (2000) [59] a aussi obtenu de bons rendements avec des eaux de surface, dont une diminution de la turbidité (2 à 0 NTU) à l'aide d'un système novateur de production d'eau potable. Ge et al. (2004) [99], quant à eux, ont enregistré une réduction de la turbidité de plus de 90% alors que la turbidité initiale des eaux usées était de 583 NTU.

Le procédé est démontré également efficace pour la désinfection de l'eau. En outre, les résultats sont sensiblement meilleurs que ceux obtenus à l'aide de la coagulation chimique [97,100].

4.7 Conclusion

L'électrocoagulation est un procédé de production de l'eau potable pour le moins attrayant. Il peut être avantageux, à plusieurs égards, d'employer cette technologie.

D'excellents rendements épuratoires en turbidité ont été enregistrés. De plus, le pouvoir désinfectant de cette technologie mérite d'être exploité davantage.

Il existe toutefois des effets complémentaires induits par l'électrocoagulation: la production de boues et la consommation énergétique.

Il est possible de remédier à ces effets.

La production de boues, bien qu'inévitable, est beaucoup moins importante que celle obtenue par le procédé classique de coagulation. Ceci confère un certain avantage au niveau de la fréquence de vidange des boues décantées dans le système d'assainissement autonome.

La consommation énergétique de l'unité d'électrocoagulation, quant à elle, est relativement faible. Ceci laisse présager que la consommation énergétique d'une unité

d'électrocoagulation' à l'échelle réelle sera aussi faible d'autant plus si elle est optimisée pour diminuer la résistance ohmique au sein de la cellule électrolytique. Cette faible consommation énergétique est pour le moins attrayante pour se doter d'un système efficace et économique.

Conclusion générale

L'électrocoagulation est un procédé d'électrolyse à anodes solubles. En imposant un courant électrique entre les électrodes, et selon la nature des anodes, qui sont en général des plaques de fer ou d'aluminium, des ions de fer (Fe^{2+}) et (Fe^{3+}) ou d'aluminium (Al^{3+}) sont libérés pour produire des coagulants en solution et provoquer une coagulation – floculation des polluants que l'on souhaite éliminer. L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent. Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floes qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration).

Cette technique s'adapte au traitement par élimination de la turbidité, des microorganismes et d'autres polluants pouvant contaminer l'eau. Les études ont montré que ce procédé est plus efficace par rapport à la coagulation-floculation chimique pour le traitement de l'eau potable en réduisant la turbidité et la charge en microorganismes. Moins de dosage d'aluminium ou de fer est nécessaire pour obtenir le même rendement d'élimination que dans le procédé conventionnel de coagulation chimique, ce qui est lié au coût des produits chimiques et de la production des boues.

Dans ce travail, nous nous sommes intéressés à l'évaluation du potentiel de l'électrocoagulation comme alternative au procédé conventionnel de coagulation chimique pour la production de l'eau potable par traitement visant l'élimination simultanée de la turbidité et la charge microbiologique de l'eau de surface (eau brute) du barrage de Hammam Debagh, étant donné que la pollution de cette eau est due essentiellement à ces deux polluants.

Dans un premier temps, nous avons étudié les paramètres affectant la turbidité, à savoir, l'intensité du courant électrique, la nature du matériau des électrodes, le temps de contact (temps d'électrolyse) et la concentration en NaCl dans l'eau à traiter.

Nous avons constaté que pour un temps de contact constant de 5 minutes, l'efficacité d'élimination de la turbidité augmente en fonction de l'intensité du courant électrique. Les plus fortes efficacités d'élimination de la turbidité : 97% avec les électrodes de fer et 91% avec les électrodes d'aluminium, ont été réalisées à un courant de 0,2 Ampère. La diminution

de la turbidité est due à la déstabilisation des colloïdes et des particules en suspension par les complexes des hydroxydes de fer et d'aluminium et à l'agrégation par le mécanisme « sweep-floculation » provoquée par les hydroxydes ferriques ou d'aluminium résultant des réactions des cations de la solution avec les ions hydroxydes générés lors de l'électrolyse de l'eau à la cathode.

L'étude de l'élimination des matières colloïdales et en suspension, à l'origine de la turbidité, par des électrodes sacrificielles d'aluminium et celles de fer a révélé une plus grande efficacité du fer par rapport à l'aluminium. En effet, dans la gamme de courant de 0,04 à 0,20 A, l'efficacité des électrodes de fer a été 89% à 0,04 A et 97 % à 0,20 A, alors que celle de l'aluminium a augmenté de 73 % pour atteindre 91 %.

L'investigation de l'effet du temps de contact sur l'élimination de la turbidité lors de l'électrocoagulation avec des électrodes de fer a révélé que la turbidité résiduelle, pour un courant constant de 0,2 A, a diminué en fonction du temps de sa valeur initiale 24,17 NTU à 0,40 NTU après 10 minutes. L'effet du temps de contact sur l'élimination de la turbidité est dû principalement à la dissolution du fer à l'anode, qui a provoqué la déstabilisation des colloïdes et des particules en suspension par les complexes d'hydroxyde de fer et par conséquence l'abaissement de la turbidité.

L'étude de l'effet de l'ajout de NaCl sur l'élimination de la turbidité a montré que l'augmentation de la concentration de NaCl dans la solution a réduit, par augmentation de la conductivité et de la concentration des ions chlorures, le temps de contact et la quantité de fer dissous nécessaires à la réalisation des efficacités optimales de l'élimination de la turbidité.

Ensuite nous avons investigué les influences des paramètres affectant le pH tels que l'intensité du courant électrique, le temps d'électrolyse et la concentration en NaCl dans l'eau à traiter.

Le pH a augmenté en fonction du courant pour un temps d'électrolyse fixe de 5 minutes. Il a passé de 7,57 à 7,83, lorsque l'intensité du courant a varié de 0,04 à 0,2 A, en utilisant des électrodes de fer. Ce comportement est dû à l'évolution de l'hydrogène à la cathode lors de l'électrolyse de l'eau.

D'une façon similaire le pH a augmenté en fonction du temps d'électrolyse, pour un courant fixe de 0,2 A, de 7,57 à 8,05 après 20 minutes d'électrocoagulation. L'augmentation du pH est due à l'évolution de l'hydrogène à la cathode au cours du temps de contact.

L'étude de l'effet de l'ajout de NaCl sur le pH de la solution a montré que ce dernier a augmenté pour un temps de contact de 10 minutes. Après cela, le pH a diminué pour les cas d'addition de NaCl dans l'eau à traiter. Cette tendance est imputable à deux raisons: D'abord, l'augmentation de la concentration en NaCl a augmenté la conductivité de la solution qui a réduit la tension nécessaire pour avoir une certaine intensité du courant électrique. La réduction de la tension électrique aurait réduit la formation des ions hydroxydes (OH^-), qui sont responsables de l'augmentation du pH. Deuxièmement, l'augmentation de la concentration en NaCl a augmenté la quantité d'ions chlorures, ceux-ci, lors de l'électrolyse, sont convertis au gaz de chlore. L'augmentation de la production du gaz de chlore augmente la concentration d'acide hypochloreux dans l'eau à traiter. Cela tend à réduire le pH final de la solution.

Enfin nous avons élucidé l'effet désinfectant de l'électrocoagulation. D'après les résultats d'analyse microbiologique, l'eau traitée par électrocoagulation présente la plus faible charge microbiologique par rapport à l'eau brute et à l'eau traitée par le procédé conventionnel de coagulation chimique. Le traitement électrolytique a réduit les coliformes aérobies et les coliformes fécaux avec des efficacités de 92 et 100 % respectivement, ce qui montre que ce procédé est efficace pour éliminer les microorganismes.

Les aspects économiques du procédé d'électrocoagulation devront faire l'objet d'une étude à part pour permettre la conception d'une unité de production d'eau potable par traitement électrochimique (électrocoagulation) à partir de l'eau de surface du barrage de Hammam Debagh.

Références bibliographiques

- [1] P. Mouchet / Matières particulaires, Techniques de l'ingénieur, G1170, (2005), Paris, France.
- [2] http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/cycle/eaux_Souterr.html consulté le 27/08/2009.
- [3] <http://www.ensa-agadir.ac.ma/gpee/download/Pollution%20GPEE%205.pdf> consulté le 31/08/2009.
- [4] J.C. Boeglin / Traitements de précipitation par voie chimique, Technique de l'ingénieur, G1271, (2006), Paris, France.
- [5] <http://hmf.enseiht.fr/travaux/CD0304/optsee/bei/5/binome4/coag2.htm> consulté le 15/09/2009.
- [6] J.C. Boeglin / Clarification, Technique de l'ingénieur, G1270, (2006), Paris, France.
- [7] J.C. Boeglin / Traitements de séparation et concentration par membranes, Technique de l'ingénieur, G1271, (2006), Paris, France.
- [8] <http://www.drinking-water.org/html/fr/Treatment/Adsorption-and-Ion-Exchange-Systems-technologies.html> consulté le 16/09/2009.
- [9] L. Robert, F. De Dardel / Adsorption, Techniques de l'Ingénieur, J 2 730 (1988), Paris, France.
- [10] J.C. Boeglin / Traitements d'adsorption, Technique de l'ingénieur, G1271 (2006), Paris, France.
- [11] <http://www.lenntech.fr/adsorption.htm> consulté le 28/09/2009.
- [12] http://www.emse.fr/~brodhag/TRAITEME/fich10_1.htm consulté le 30/09/2009.
- [13] Degrémont / Mémento technique de l'eau. 9^{ème} éd., Degrémont, (1989) 1500 P, Paris, France.
- [14] J.C. Boeglin / Traitements d'oxydo-réduction, Technique de l'ingénieur, G1271, (2006), Paris, France.

- [15] http://www.emse.fr/~brodhag/TRAITEME/fich9_1.htm consulté le 19/10/2009.
- [16] P. K. Holt et al. / *Chemosphere*, 59(3) (2004) 355-367.
- [17]. K. Rajeshwar et al. / *Journal of Applied Electrochemistry*, 24(11) (1994) 1077-1091.
- [18] C.J. Lin et al. / *Journal of Environmental Engineering* 131 (3) (2005) 491-495.
- [19] M.Y.A. Mollah et al. / *J. Hazard. Mater.*, B114 (2004) 199–210.
- [20] M.Y.A Mollah et al. / *J. Hazard. Mater.*, B84 (2001) 29-41.
- [21] M.F. Pouet, A. Grasmick / *Water Science and Technology*, 31 (3-4) (1995) 275-283.
- [22] E.A.Vik et al. / *Water Research*, 18(11) (1984) 1355-1360.
- [23] T. Picard / thèse de doctorat, université de Limoges (2000).
- [24] Bollina / *Water and Sewage*, 3 (1947) 21-25.
- [25] W. S. Holden / *Proceedings of the society of Water Treatment and Examination*, 5 (1956) 120-128.
- [26] S. E. Sadek / *Federal Water Quality Administration of United States, Dept of interior*, rapport PB- 217, 27 (1970).
- [27] M. Bennajah, Thèse de doctorat, institut national polytechnique de Toulouse, France (2007).
- [28] M. Kobya et al. / *J. Hazard. Mater.*, 100 (2003) 163–178.
- [29] A. E. Yilmaz et al. / *J. Hazard. Mater.*, 17 (2005) 160-165.
- [30] J.A.G. Gomes et al / *J. Hazard. Mater.* 139 (2007) 220–231.
- [31] M. K. Peter et al. / *Chem. Eng. Jou.*, 121 (2006) 17-26.
- [32] N. Modirshahla et al. / *Dyes Pigments* 74 (2007) 249–257.
- [33] L. Szpyrkowicz et al. / *Chem. Eng.Sci.* 56 (2001) 1579–1586.
- [34] X. Chen et al. / *Chem. Eng. Sci.*, 57 (2002) 2449–2455.
- [35] A.J. Bard, L.R. Faulkner / *Masson édition*, 78595(1983) 2-225.
- [36] G. Mouedhen et al. / *J. Hazard. Mater.*, (150) (2008) 124–135.
- [37] Y. Avsar et al. / *J. Hazard. Mater.*, 148 (2007) 340-345.

- [38] M. Bayramoglu et al. / Chem. Eng. J., 128 (2007) 155–161.
- [39] A. M. C. Brett et al. / Journal of applied electrochemistry, 23 (1993) 332.
- [40] C. Cardot / les traitements de l'eau, Ellipses. Septembre 1999.
- [41] J. Duan, J. Gregory / Advances in Colloid and Interface Science 100–102 (2003) 475–502.
- [42] C.Proux / Thèse de maître ès sciences, Université Laval, France (2008).
- [43] P.K. Holt / Thèse de Doctorat, Université de Sydney (2002). Sydney, Australie.
- [44] R.M. Albert / Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées. École Polytechnique de Montréal (2006), Montréal, Canada.
- [45] E. Dobolyi / Water Research, 12(12) (1978) 1113-1116.
- [46] G. Chen / Separation and Purification Technology 38 (2004) 11–41.
- [47]. R.E.W. Jasson et al. / J. Appl. Electrochem. 8 (1978) 281–285.
- [48] L.A. Kul'skii et al. / Kiev, Budivel'nik, 1978.
- [49] X. Chen et al. / Sep. Purif. Technol. 19 (2000) 65–76.
- [50]. H.M. Wong et al. / Taiwan Environmental Protection Conference, Tsin Chu, Taiwan, (2002).
- [51] F. Li et al. / Chem. Eng. Environ. Protect. 15 (1995) 157–161.
- [52] M. Qiu et al. / Shanghai Jiaotong University Press, (1988) (Chinese Translation from Russian of the Book, Kiev, Budivel'nik, 1978).
- [53] N. Mameri et al. / Separation and Purification Technology, 24(1-2) (2001) 113-119.
- [54] Y.Sakakibara et al. / Water Science and Technology, 46(11-12) (2002) 147-152.
- [55] W. Pretorius et al. / Water South Africa, 17(2) (1991) 133-138.
- [56] M.J. Yu et al. / Water Science and Technology, 51(10) (2005) 231-239.
- [57] J.Q.Jiang et al. / Water Research, 36(16) (2002) 4064-4078.
- [58] N.V. Nikolaev et al. / Soviet Journal of Water Chemistry and Technology, 4(3) (1982) 70-73.
- [59] D. Mills / Journal of American Water Works Association, 92(6) (2000) 34-43.

- [60] M. M. Emamjomeh, M. Sivakumar / *Journal of Environmental Management* 90 (2009) 1663–1679.
- [61] E.M.Kaliniichuk et al. / *Int. Chem. Eng.* 16 (3) (1976) 434–435.
- [62] L.M.Balmer, A.W.Foulds / *Filtr. Sep.* (1986) 366–370.
- [63] U.B.Ogutveren et al. / *J. Environ. Sci.Health. A27* (5) (1992) 1237–1247.
- [64] M.Y.A.Mollah et al. / *J. Hazard. Mater.* 109 (1–3) (2004) 165–171.
- [65] N. Balasubramanian, K.Madhavan / *Chem. Eng. Technol.* 24 (5) (2001) 519–521.
- [66] P.R.Kumar et al. / *Chemosphere* 55 (9) (2004) 1245–1252.
- [67] J.Park et al. / *Water Sci. Technol.* 46 (11–12) (2002) 225–230.
- [68] H.A. Moreno-Casillas et al./ *Separation and Purification Technology* 56 (2007) 204–211.
- [69] A. Dimoglo et al. / *Clean Technol. Environ. Policy* 6 (2004) 288–295.
- [70] Q. Liu, K.M. Mancl, O.H. Tuovinen / *Appl. Eng. Agric.* 14 (1998) 287–291.
- [71] E. Önder et al. / *Separation and Purification Technology* 52 (2007) 527–532.
- [72] C. L. Lai, S.H. Lin / *Chemosphere* 54 (3) (2004) 235–242.
- [73] B.M.Belongia et al / *J. Electrochem. Soc.* 146 (11) (1999) 4124–4130.
- [74] S. Li-Cheng / *Water Supply* 3 (1985), 177–186.
- [75] M.M.Emamjomeh et al. / *Seventh Annual Environmental Engineering Research Event (EERE) Conference, 1st–4th December, Marysville, Victoria, Australia, 2003, pp. 143–152.*
- [76] M.M. Emamjomeh, M. Sivakumar / *Eighth Annual Environmental Engineering Research Event (EERE) Conference, 6th–9th December, Wollongong, New South Wales, Australia, 2004, pp. 263–274.*
- [77] S.H. Lin, C.L. Wu / *Water Res.* 30 (3) (1996) 715–721.
- [78] M. Ugurlu / *G.U. J. Science* 17 (3) (2004) 85–99.
- [79] M. Han, A. Kwon / *Water Supply* 2 (5–6) (2002) 73–76.
- [80] A.H. Essadki et al. / *Chemical Engineering and Processing* 47 (2008) 1211–1223.
- [81] N. Kannan et al / *J. Hazard. Mater.*, 137 (2006) 1803-1809.

- [82] F. Persin, M. Rumeau / *Tribune de l'eau*, 42, 539 (1989) 45-56.
- [83] O. Larue, E. Vorobiev / *Inter. j. min. proc.*, 71 (2003) 1.
- [84] G. Patermarakis, E. Fountoukis / *Wat. Res.*, 24 (1990) 1496.
- [85] E.V.Cenkin, N.A. Belevstev / *Effl. water treat. Jour.* 25 (1985) 243-247.
- [86] M. Bayramoglu et al. / *Sep. Purif. Technol.* 37 (2004) 117–125.
- [87] N. Daneshvar et al / *J. Hazard. Mater. B* 129 (2006) 116-122.
- [88] M. Kobya et al. / *J. Hazard. Mater. B* 132 (2006) 183–188.
- [89] A.A. Bukhari / *Bioresource Technology*, 99 (2008) 914–921.
- [90] A.A. Bukhari et al. / *The Fifth Saudi Engineering Conference*, vol. 3 (1999) p. 293.
- [91] M. Muruganathan et al. / *Journal of Hazardous Materials B* 109 (2004) 37–44.
- [92] Z. Zaroual et al. / *Journal of Hazardous Materials B* 131 (1–3) (2006) 73–78.
- [93] W. Stumm, C.R. O'Melia / *J. Am. Water Works Assos.* 60 (1968) 514.
- [94] J. Duan / *Thèse de Doctorat, Université de Londres.* (1997).
- [95] C. Chion, S. Porter, D.W. Schmediting / *Environ. Sci. Technol.* 17 (1983) 227.
- [96] H. Ching, T. Tanaka / Elimelech M. *Water Res.* 25 (1994) 559-569.
- [97] P. Payment, M. Trudel, R. Plante / *Appl. Environ. Microbiol.* 49 (1985) 1418–1428.
- [98] N.S. Abuzaid et al. / *Advances in Environmental Research*, 6 (2002) 325–333.
- [99] J. GE et al. / *Separation and Purification Technology*, 36(1) (2004) 33–39.
- [100] J. A. Clark, C. A. Burger, L. E. Sabatinos / *Can. J. Microbiol.* 28 (1982) 1002–1013.

Résumé

Cette étude porte sur la séparation par électrocoagulation de la turbidité occasionnée par les matières colloïdales en suspension et l'élimination de la pollution microbiologique de l'eau de surface du barrage de Hammam Debagh. L'eau a une conductivité de 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$, une turbidité de 24,17 NTU, un pH de 7,57 et une concentration de 91 mg/l d'ions chlorures.

L'efficacité de l'utilisation des électrodes solubles en acier inoxydable et en aluminium pour la formation in situ des hydroxydes métalliques a été étudiée. L'intensité du courant électrique a été trouvée inversement proportionnelle à la turbidité résiduelle dans l'eau d'essai. Lors d'un temps de contact de 5 minutes, l'efficacité d'élimination de la turbidité de 97% a été atteinte à un courant de 0,2 A. Les électrodes de fer ont été trouvées plus efficaces que celles d'aluminium. Lorsque le temps de contact a été porté à 10 min, la turbidité résiduelle a été 0,40 NTU pour les électrodes de fer à un courant de 0,2 A. En outre, des efficacités similaires de l'élimination de la turbidité ont été obtenues à des temps de contact beaucoup plus courts : 2 et 5 minutes quand des concentrations de 1 et 0,5 g/l de chlorure de sodium ont été ajoutées, respectivement, à l'eau sous étude.

En raison de l'importance de la variation du pH à l'égard de la coagulation, l'évolution de l'hydrogène a été étudiée aussi bien. Bien que le pH final après traitement par électrocoagulation ait augmenté avec l'augmentation de l'intensité du courant électrique et le temps de contact, il a diminué par élévation de la concentration en chlorure de sodium.

L'effet désinfectant de l'électrocoagulation a été investigué. Les résultats d'analyse microbiologique ont montré que l'eau traitée par électrocoagulation présente la plus faible charge microbienne par rapport à l'eau brute et à l'eau traitée par le procédé conventionnel de coagulation chimique. Le traitement électrolytique a réduit les coliformes aérobies et les coliformes fécaux avec des efficacités de 92 et 100 % respectivement.

Mots clés : électrocoagulation, eau de surface, turbidité, courant, pH, désinfection

ملخص

هذه الدراسة تركز على الفصل بواسطة التخثر الكهربائي للعكارة التي تسببها المواد الغروية العالقة والقضاء على التلوث الميكروبيولوجي للمياه السطحية لسد حمام دباغ . الماء يتميز بناقلية كهربائية تساوي 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ، العكارة NTU 24,17 ، pH 7,57 وبتركيز 91 ملغ في اللتر من أيونات كلوريد.

تمت دراسة فعالية استخدام أقطاب كهربائية قابلة للذوبان من الفولاذ المقاوم للصدأ والألمنيوم للتشكيل الموضعي للهيدروكسيد المعدني . لوحظ ان التيار الكهربائي يتناسب تناسباً عكسياً مع درجة العكارة المتبقية في ماء الاختبار . خلال فترة اتصال لمدة 5 دقائق ، كفاءة إزالة العكارة 97 % . تم التوصل إليها بشدة تيار كهربائي 0,2 A . وقد تبين أن أقطاب الحديد أكثر فعالية من أقطاب الألمنيوم في إزالة العكارة . عند زيادة وقت الاتصال إلى 10 دقائق ، انخفضت العكارة المتبقية إلى 0,40 NTU بشدة تيار تساوي 0,2 A . بالإضافة إلى ذلك ، تم الحصول على كفاءات إزالة العكارة مماثلة في أوقات اتصال أقصر بكثير : 2 و 5 دقائق عند إضافة تركيز 1 و 0,5 غرام / لتر من كلوريد الصوديوم ، على التوالي ، إلى الماء موضوع الدراسة .

نظراً لأهمية تغير ال pH بالنسبة للتخثر ، تمت دراسة تطور الهيدروجين كذلك . على الرغم من أن ال pH النهائي بعد المعالجة بالتخثر الكهربائي ازداد بازدياد شدة التيار الكهربائي ووقت الاتصال ، إلا أنه انخفض بزيادة تركيز كلوريد الصوديوم .

فعالية التعقيم للتخثر الكهربائي تم التحقق فيها بنتائج التحليل الميكروبيولوجي أظهرت أن الماء المعالج بالتخثر الكهربائي له حمولة جرثومية أدنى مقارنة مع الماء الخام والماء المعالج بالطريقة التقليدية المتبعة بواسطة التخثر الكيميائي . المعالجة بالتخثر الكهربائي خفضت القولونيات الهوائية بنسبة 92 % و القولونيات البرازية بنسبة 100 % .

الكلمات المفتاحية: التخثر الكهربائي ، المياه السطحية ، العكارة ، التيار ، pH ، التعقيم.

Abstract

This study focused on the separation by electrocoagulation of turbidity caused by colloidal material in suspension and elimination of microbial pollution of surface water dam of Hammam Debagh. The water has a conductivity of 530 $\mu\text{S} / \text{cm}$, a turbidity of 24,17 NTU, a pH of 7,57 and a concentration of 91 mg / l of chloride ions.

The effectiveness of using soluble stainless steel electrodes and aluminum for the in situ formation of metal hydroxides has been studied. The electric current was found inversely proportional to the residual turbidity in the water test. During a contact time of 5 minutes, the efficiency of turbidity removal of 97% was reached at a current of 0,2 A. When the contact time was increased to 10 min, the residual turbidity was reduced to 0,40 NTU at a current of 0,2 A. The iron electrodes were found more effective than those of aluminum. In addition, similar efficiencies of turbidity removal were obtained at contact times much shorter: 2 and 5 minutes when sodium chloride concentrations of 1 and 0,5 g / l respectively, were added to water being studied.

Because of the importance of pH variation with respect to coagulation, the evolution of hydrogen was studied as well. Although the final pH after treatment by electrocoagulation increased with increasing intensity of electric current and contact time, it decreased by raising the concentration of sodium chloride.

The disinfecting effect of electrocoagulation was investigated. The results of microbiological analysis showed that water treated by electrocoagulation has the lowest microbial load compared to the raw water and treated water by the conventional method of chemical coagulation. The electrolytic treatment has reduced the aerobic and the fecal coliforms with efficiencies of 92 and 100 % respectively.

Keywords: *electrocoagulation, surface water, turbidity, current, pH, disinfection*