

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed khider –Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie civil et d'Hydraulique
Référence :/2019



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري
المرجع/2019

Mémoire de Master

Filière : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique urbaine

Thème

**Le traitement physico-chimique par coagulation-
floculation de rejet des eaux usées de la ville de
Biskra**

Nom et Prénom de l'étudiant :
BELHADJ Khouloud

Encadreur : Dr SEGHAIRI Nora

Promotion Juillet 2019

Remerciements

Avant tout, j'adresse mes remerciements à ALLAH, le Tout-Puissant pour la volonté, la santé et la patience qu'il m'a données durant toutes ces longues années d'études et pour la réalisation de ce travail que j'espère être utile.

Il est agréable au moment de présenter ce travail d'adresser mes remerciements à :

Mon promoteur Dr SEGHAIRI Nora pour avoir accepté ce travail et pour ses conseils et ses orientations. Et je la remercie vivement pour sa gentillesse et ses encouragements.

Je tiens également à remercier très sincèrement :

Mr Président et les membres du jury, d'avoir accepté d'examiner et de juger ce travail.

Enfin, je remercie tous les professeurs du département Génie civil et d'Hydraulique.

Et à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail qui n'aurait pu aboutir et voir la lumière sans l'aide de Dieu le Tout Puissant à :

*Ma très chère mère **Nadia** et à mon honorable père **Foudil** qui m'ont appris le vrai sens de la vie et qui m'ont éduqué avec tout leur amour, patience, soutien, conseils, je leurs dois le mérite pour ce que je suis devenu aujourd'hui. Merci ma mère, merci mon père que Dieu vous protège et vous garde pour nous tous inshallah.*

*Mes chers sœurs **Nour el houda**, **Wafa** , **Amina** et mes princesses **Nouha** et **Nermine** et à mon chère frère **Amir El islam** et mon petit prince **Mouhammed**.*

Toutes mes amies.

Khouloud

Table des matières

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des photos

Introduction générale2

Première partie bibliographique

Chapitre I: Généralités sur les eaux usées et les procédés de leur traitement

I.1. Introduction.....6

I.2. Origines des eaux usées.....6

I.2.1. Origine industrielle.....6

I.2.2. Origine domestique7

I.2.3. Origine agricole.....8

I.2.4. Eaux de ruissellement.....8

I.3. Composition des eaux usées9

I.3.1. La demande biochimique en Oxygène (DBO)9

I.3.2. La Demande Chimique en Oxygène (DCO)10

I.3.3. Les matières en suspension10

I.3.4. Les micropolluants organiques10

I.3.5. Éléments traces11

I.3.6. Les substances nutritives11

I.4. Normes de rejets des eaux usées12

I.4.1. Normes internationales12

I.4.2. Normes de rejets appliqués en Algérie12

I.5. Nécessité de l'épuration de l'eau13

I.6. Les différentes étapes d'épuration des eaux usées14

I.6.1. Le prétraitement14

I.6.2. Traitement physico- chimique15

I.6.3. Le traitement biologique.....16

I.7. Techniques d'épuration des eaux usées.....17

I.7.1. Les procédés intensifs.....17

I.7.2. Les procédés extensifs19

I.8. Conclusion20

Chapitre II : Coagulation-floculation

II.1. Introduction	23
II.2. Coagulation-floculation	23
II.3. Matières en suspension et colloïdes	24
II.3.1. Les suspensions colloïdales	24
II.3.2. Décantation des suspensions colloïdales	25
II.4. Théorie de la double couche	26
II.5. Phénomène de coagulation	28
II.5.1. Compression de la double couche	28
II.5.2. Adsorption et neutralisation des charges	29
II.5.3. Emprisonnement des particules dans un précipité	29
II.5.4. Adsorption et pontage	30
II.6. Phénomène de floculation	31
II.7. Les étapes de l'agrégation	31
II.8. Coagulants utilisés	31
II.10. Choix du coagulant	35
II.11. Facteurs influençant la coagulation	35
II.11.1. Influence du pH	36
II.11.2. Influence des sels dissous	36
II.11.3. Influence de la température de l'eau	36
II.11.4. Influence du coagulant	37
II.11.5. Influence du mélange	37
II.11.6. Influence de la turbidité	38
II.12. Les réactifs floculant	38
II.13. Domaines d'application.....	40
II.14. Conclusion	40

Deuxième partie expérimentale

Chapitre I : Méthodes et matériels

I.1. Introduction	43
I.2. Point de prélèvement des eaux usées brutes	43
I.3. Détermination des paramètres physico-chimique des eaux	44
I.3.1. Le pH (potentiel Hydrogène)	44
I.3.2. Conductivité	44
I.3.3. Température	45

I.3.4. Oxydabilité au $KMnO_4$	45
I.3.4. Demande chimique en oxygène (DCO)	49
I.3.5. MES	51
I.4. Essai de coagulation-floculation (Jar-Test)	51
I.4.1. Préparation du coagulant	51
I.4.2. Préparation du floculant	52
I.4.2. Description des essais de coagulation - floculation.....	53
I.4.3. Verreries	53
I.5. Conclusion	55
Chapitre II : L'effet des coagulants à base d'aluminium sur l'épuration des eaux usées de la ville de Biskra	
II.1. Introduction	57
II.2. L'effet de la dose du coagulant sur la variation des paramètres physiques étudiés.....	57
II.2.1. Variation du pH.....	57
II.2.2. Conductivité électrique.....	58
II.2.3. Le taux de variation des paramètres physiques en fonction de la dose du coagulant	59
II.3. Taux d'abattement de la charge polluante présente dans les eaux usées en fonction de la dose du coagulant	61
II.3.1. Cas de l'oxydabilité en $KMnO_4$	63
II.3.2. Cas de la DCO	63
II.3.2. Cas de l'absorbance en UV- 270 nm et MES	63
II.3.3. Comparaison entre les deux coagulants	64
II.4. Influence des adjuvants sur l'élimination des paramètres testés	65
II.4.1. Variation des paramètres en fonction de la bentonite et la chaux en présence de sulfate d'aluminium	65
II.4.2. Le taux d'abattement des paramètres chimiques en présence de la bentonite et la chaux	67
II.4.3. Variation de l'oxydabilité en fonction de la bentonite et la chaux en présence des deux coagulants (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium)	69
II.5. conclusion	70
Conclusion générale	72
Références bibliographiques	

Liste des tableaux

Tableau 1 : Composants majeurs typique d'eau usée domestique	9
Tableau 2 : Normes de rejets internationales	12
Tableau 3 : Valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur	13
Tableau 4 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de Stokes	26
Tableau 5 : Les étapes de l'agrégation	31
Tableau 6 : Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium	36
Tableau 7 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées testées	43
Tableau 8 : Rendements d'élimination du pH en fonction de la dose du coagulant	59
Tableau 9 : Rendements d'élimination de la conductivité en fonction de la dose du coagulant	60
Tableau 10 : Effet de la dose du coagulant (sulfate d'aluminium) sur la variation des paramètres chimiques	61
Tableau 11 : Effet de la dose du coagulant (chlorure d'aluminium) sur la variation des paramètres chimiques	61
Tableau 12 : Variation des paramètres en fonction de la concentration de l'adjuvant (la bentonite) en présence de sulfate d'aluminium	66
Tableau 13 : Variation des paramètres en fonction de la concentration d'adjuvant la chaux en présence de sulfate d'aluminium).....	66
Tableau 14 : Pourcentages d'élimination de l'oxydabilité en présence des deux adjuvants (bentonite et la chaux)	67
Tableau 15 : Rendements d'élimination de la DCO en présence des deux adjuvants	68
Tableau 16 : Variation des paramètres en fonction de la concentration de l'adjuvant (la bentonite) en présence de chlorure d'aluminium	69
Tableau 17 : Variation des paramètres en fonction de la concentration de l'adjuvant (la chaux) en présence de chlorure d'aluminium.....	69
Tableau 18 : Etude comparative entre les deux coagulants en présence des deux adjuvants sur l'élimination de l'oxydabilité	70

Liste des figures

Figure 1 : Lamelles de dégrillage:	14
Figure 2 : Dessableur-dégraisseur rectangulaire	15
Figure 3 : Schéma d'un décanteur rectangulaire à pont	16
Figure 4 : Schéma de principe d'une filière type de disques biologiques	17
Figure 5 : Lit bactérien	18
Figure 6 : Boues activées	18
Figure 7 : Schéma d'épuration des eaux usées par lagunage naturel	20
Figure 8 : Représentation de colloïde hydrophile	25
Figure 9 : représentation schématique de la double couche d'une particule colloïdale	27
Figure 10 : Représentation schématique de la compression de la couche diffuse	28
Figure 11 : Représentation schématique de neutralisation des charges	29
Figure 12 : Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation	30
Figure 13 : Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère	30
Figure 14 : Préparation d'une solution	51
Figure 15 : Pipettes utilisé.....	54
Figure 16 : Différents bécchers utilisé.....	54
Figure 17 : Différents Erlenmeyers	54
Figure 18 : Eprouvette	55
Figure 19 : Variation du pH en fonction des doses du $Al_2(SO_4)_3$, et $AlCl_3$	58
Figure 20 : Variation de la conductivité en fonction de la dose du $Al_2(SO_4)_3$, et $AlCl_3$	59
Figure 21 : Evolution des rendements d'élimination du pH en fonction de la dose de coagulant ($Al_2(SO_4)_3$, et $AlCl_3$)	60
Figure 22 : Evolution des rendements d'élimination de la conductivité en fonction de la dose du coagulant ($Al_2(SO_4)_3$, et $AlCl_3$)	60
Figure 23 : Variation des paramètres en fonction de la concentration du coagulant (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium)	62
Figure 24 : Le taux d'abattement des paramètres de pollution en fonction de la dose de coagulant (Sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium)	64
Figure 25 : Rendement d'élimination de l'oxydabilité au $KMnO_4$ en fonction des doses des deux adjuvants en présence de sulfate d'aluminium	67

Figure 26 : Taux d'abattement de la DCO en présence des deux adjuvants.....68

Liste des photos

Photo 1 : Le sulfate d'aluminium en poudre.....	32
Photo 2 : Le chlorure d'aluminium en poudre	33
Photo 3 : Le sulfate ferrique en poudre.....	34
Photo 4 : Le chlorure ferrique en poudre.....	35
Photo 5 : La chaux	39
Photo 6 : La bentonite.....	39
Photo 7 : Rejet des eaux usées de la ville de Biskra.....	43
Photo 8 : pH -mètre.....	44
Photo 9 : Conductimètre	45
Photo 10 : Solution KMnO_4 à 2mmol/l.....	46
Photo 11 : Solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l	47
Photo 12 : Solution d'acide sulfurique diluée à environ 2,2 moles/l.....	47
Photo 13 : Titrage avec la solution KMnO_4 à 2mmol/l.....	48
Photo 14 : Spectrophotomètre UV- Visible	50
Photo 15 : Flocculateur (GLT4 6POSTES)	53
Photo 16 : Balance.....	55



Introduction

Introduction générale :

L'eau est une ressource vitale pour l'homme, sa survie et son alimentation. Elle est également indispensable pour ses activités agricoles, industrielles, touristiques et la qualité de son environnement (**DAHOU et BREK, 2013**).

En Algérie, les rejets des eaux usées augmentent du fait de la croissance démographique, l'évolution des modes de vie de la population et l'industrialisation, les collectivités locales doivent chercher les meilleures solutions pour faire face aux quantités énormes des eaux usées déversées dans la nature sans aucun traitement. En effet ces rejets, peuvent non seulement détériorer gravement l'environnement mais aussi entraîner des risques sur l'homme, d'où la nécessité de traiter ces eaux usées avant de les rejeter dans le milieu récepteur ou leur réutilisation dans l'irrigation.

Différentes techniques de traitement sont utilisées quelles soient mécaniques et physiques ou biologiques. Mais après ces opérations l'eau contient toujours une quantité des substances composées de matière en suspension, de colloïdes et des particules très fines difficilement décantables, pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation-floculation. La coagulation-floculation est un processus physico-chimique, qui permet de transformer la suspension colloïdale ainsi que la matière organique dissoute en des particules plus importantes aptes à sédimenter.

La coagulation floculation est largement utilisée pour le traitement des eaux usées, car elle est efficace et simple à utiliser. 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.

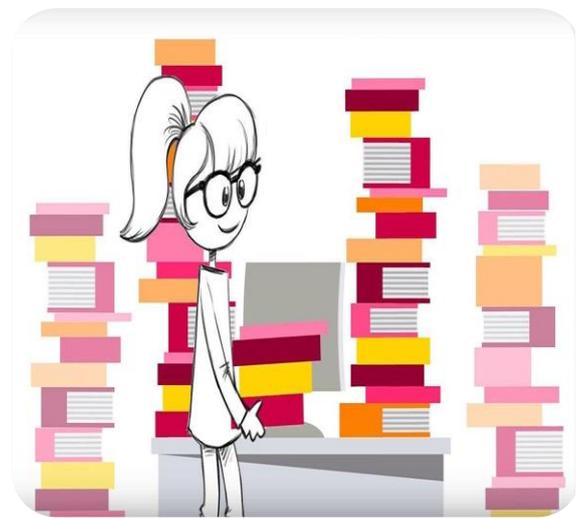
Ce modeste travail s'inscrit dont le but de voir l'efficacité de la coagulation-floculation pour l'élimination ou la diminution des polluants présents dans le rejet des eaux usées de la ville de Biskra. Nous allons étudier d'une part l'effet de la dose du coagulants à base d'aluminium c'est le cas du (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium) sur l'élimination des différents paramètres présents dans les eaux usées et d'autre part l'effet des adjuvants (bentonite et la chaux) sur l'amélioration des essais de floculations. Notre mémoire est composé en deux parties :

- ✓ Une première partie relative à l'étude bibliographique, comprenant deux chapitres dont le premier est réservé à des généralités sur les eaux usées, les procédés de leur traitement et le deuxième au processus de coagulation-floculation.
- ✓ Une deuxième partie consacrée à une étude expérimentale, consiste deux chapitres desquelles le premier est exposé aux matériels et aux méthodes adoptées à l'exécution de ce travail et l'autre chapitre destinée aux résultats obtenus, leurs analyses et leurs discussions.

Toutes ces parties sont bornées par une conclusion générale, les perspectives et les références bibliographiques.



Chapitre I: Généralités sur les eaux usées et les procédés de leur traitement



I.1. Introduction :

Les eaux usées sont des eaux chargées de résidus solubles ou non provenant de l'activité humaine, industrielle ou agricole et parvenant dans les canalisations d'évacuation des eaux usées. Elles sont polluées et comportent généralement un mélange de matières polluantes, dispersées ou dissoutes. La qualité très médiocre de ces eaux usées exige une épuration avant leur rejet dans le milieu naturel.

L'objectif d'épuration des eaux usées est l'obtention d'une eau épurée qui satisfait aux normes de rejets édictés par la législation, et pouvant par suite être évacuée sans danger du point de vue du risque pour la santé humaine et l'environnement. Selon la nature et l'importance de la pollution, différents procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des eaux résiduaires en fonction des caractéristiques de celles-ci et du degré d'épuration désiré.

I.2. Origines des eaux usées :

D'après (RODIER et al. 2005), on peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargées de fèces et d'urines, toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole.

L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par :

- Des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, industrielle et/ou agricole
- Des eaux pluviales ou de ruissellement urbain.

I.2.1. Origine industrielle :

Les déchets et les effluents industriels définissent largement la qualité et le taux de pollution de ces eaux usées. Les établissements industriels utilisent une quantité importante d'eau qui tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en

très faible partie le reste est rejeté. On peut néanmoins, faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

- Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés...);
- Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...);
- Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier...);
- Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques...);
- Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires...).

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés. **(RODIER, 2005).**

I.2.2. Origine domestique :

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains. Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protéides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
- Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;

- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (w.c), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme (REJSEK, 2002).

I.2.3. Origine agricole :

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,...). (GROSCLAUDE, 1999).

Donc ces eaux sont l'issus :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démoustication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).
- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduelles des usines de fabrication et de conditionnement (GROSCLAUDE, 1999).

I.2.4. Eaux de ruissellement :

Ce sont des eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation. Elles peuvent être particulièrement polluées, surtout en début de pluie, par deux mécanismes :

- Le lessivage des sols et des surfaces imperméabilisées. Les déchets solides ou liquides déposés, par temps sec, sur ces surfaces, sont entraînés dans le réseau d'assainissement par les premières précipitations qui se produisent.
- La remise en suspension des dépôts des collecteurs. Par temps sec, l'écoulement des eaux usées dans les collecteurs du réseau est lent, ce qui favorise le dépôt des matières décantables.

Lors d'une précipitation, le flux d'eau, le plus important permet la remise en suspension de ces dépôts (RODRIGUEZ et GRACIA, 2004).

I.3. Composition des eaux usées :

La composition des eaux usées (Tableau 1), est extrêmement variable en fonction de leur origine. Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux microorganismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les matières en suspension, les micro-organismes, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives (BAUMONT et al. 2004).

Tableau 1 : Composants majeurs typique d'eau usée domestique. (DEKHIL et ZAIBET, 2012).

Constituants	Concentration (mg/l)		
	Fort	Moyen	Faible
Solides totaux	1200	700	350
Solides dissous (TDS)	850	500	250
Solides suspendus	350	200	100
Azote (en N)	85	40	20
Phosphore (en P)	20	10	6
Chlore1	100	50	30
Alcalinité (en CaCO ₃)	200	100	50
Graisses	150	100	50
DBO ₅	300	200	100

I.3.1. La demande biochimique en Oxygène (DBO) :

La DBO, ou Demande Biochimique en Oxygène correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies de l'eau pour oxyder les matières Organiques biodégradables d'une eau (toute matière organique biodégradable polluante entraîne une consommation de l'oxygène) au cours des procédés d'autoépuration. La matière organique est présente sous forme dissoute et sous forme solide. Sous forme solide elle constitue une partie des matières en suspension. Elle est composée d'atomes de carbone associés à d'autres éléments, principalement : l'hydrogène, l'oxygène, et l'azote.

Les composés organiques peuvent être naturels ou synthétiques. Ils se décomposent par voie biologique suivant des cinétiques variables. La DBO₅ correspond à la demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation de l'échantillon à une température de 20° C (FABY et BRISSAUD, 1997).

I.3.2. La Demande Chimique en Oxygène (DCO) :

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau quelque soit leur origines organique ou minérale. La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation (RODIER, 2005).

La DCO est la concentration, exprimée en mg.L⁻¹, d'oxygène équivalente à la quantité de dichromates consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans des conditions définies par la norme (REJSEK, 2002).

I.3.3. Les matières en suspension :

Les matières en suspension sont en majeure partie de nature biodégradable. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES. Elles donnent également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur. Cependant, elles peuvent avoir un intérêt pour l'irrigation des cultures (FABY et BRISSAUD, 1997).

I.3.4. Les micropolluants organiques :

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes (BAUMONT et al. 2004).

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les

terres agricoles, sur le réseau routier, etc. Ils peuvent aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfections des effluents par le chlore (XANTHOULIS, 1993). En raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues et c'est surtout lors de l'épandage de ces dernières que leurs teneurs devront être contrôlées (FABY et BRISSAUD, 1997).

I.3.5. Éléments traces :

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux, les plus abondants (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) Sont présents à l'état de traces (CAUCHI, 1996). Certains éléments traces, peu nombreux, sont reconnus nécessaires, en très faibles quantités, au développement des végétaux : le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène. L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments (FABY et BRISSAUD, 1997).

I.3.6. Les substances nutritives :

L'azote, le phosphore, le potassium, et les oligo-éléments, le zinc, le bore et le soufre, indispensables à la vie des végétaux, se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables par rapport aux besoins de la végétation, dans les eaux usées épurées ou non.

a) L'azote :

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4^+) (Martin, 1979). La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire de bactéries et passe par les étapes (ammonification, organique, nitratisation par Nitrosomonas et nitratisation par Nitrobacter) (CHELLE et al. 2005).

b) Le phosphore :

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/l (soit 15 à 35 mg/l en P_2O_5). Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement (FAO, 2003). Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient

des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes. On ne rencontre pas en général de problèmes liés à un excès de phosphore (ASANO, 1998).

I.4. Normes de rejets des eaux usées :

I.4.1. Normes internationales :

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépassée ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné. Une norme est fixée par une loi, une directive ou un décret de loi. Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé (OMS) pour les eaux usées (tableau 2) (RAHOU, 2014).

Tableau 2 : Normes de rejets internationales (RAHOU, 2014).

Caractéristiques	Normes utilisées (OMS)
pH	6.5-8.5
DBO5	<30mg/L
DCO	<90mg/L
MES	<20mg/L
NH4	<0.5mg/L
NO2	<1mg/L
NO3	<1mg/L
P2O5	<2mg/L
Température	<30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Inodore

I.4.2. Normes de rejets appliqués en Algérie :

Le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993, du Journal Officiel de la République Algérienne réglementant les rejets d'effluents liquides, définit un rejet comme tout déversement, écoulement, jets, dépôts directs ou indirects d'effluents liquides dans le milieu naturel (ANONYME, 2006). Ces mêmes valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire, le Décret Exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006.

Tableau 3 : Valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (ANONYME, 2006).

Paramètres	Unités	Valeurs limites
Température	°C	30
pH	-	6,5 à 8,5
MES	mg/l	35
DBO5	mg/l	35
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	30
Phosphates	mg/l	02
Phosphore total	mg/l	10
Cyanures	mg/l	0,1
Aluminium	mg/l	03
Cadmium	mg/l	0,2
Fer	mg/l	03
Manganèse	mg/l	01
Mercure total	mg/l	0,01
Nickel total	mg/l	0,5
Plomb total	mg/l	0,5
Cuivre total	mg/l	0,5
Zinc total	mg/l	03
Huiles et Graisses	mg/l	20
Hydrocarbures totaux	mg/l	10
Indice Phénols	mg/l	0,3
Chrome total	mg/l	0,5
(*) Chrome III+	mg/l	03
(*) Chrome VI+	mg/l	0,1
(*) Solvants organiques	mg/l	20
(*) Chlore actif	mg/l	01
(*) Détergents	mg/l	02
(*) Tensioactifs anioniques	mg/l	10

I.5. Nécessité de l'épuration de l'eau :

L'épuration des eaux est un ensemble de techniques qui consistent à purifier l'eau soit pour recycler les eaux usées dans le milieu naturel, soit pour transformer les eaux naturelles en eau potable. Les caractéristiques d'une station d'épuration et le degré de traitement doivent être tels que l'effluent n'altère pas l'état du milieu récepteur dans une mesure incompatible

avec les exigences de l'hygiène et de la salubrité publique et d'une façon générale, avec les exigences des diverses utilisations ou activités (alimentation en eau des hommes et des animaux, utilisation agricole ou industrielles, production piscicole ou production de coquillages, navigation, baignades et autres activités sportive) (ZEGHOUD, 2014).

I.6. Les différentes étapes d'épuration des eaux usées :

I.6.1. Le prétraitement :

Tout traitement de dépollution doit comporter ce qu'il est convenu d'appeler un prétraitement qui consiste en un certain nombre d'opérations mécaniques ou physiques destinées à extraire le maximum d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne ultérieurement. Ces opérations sont : le dégrillage, le dessablage et le déshuilage (GAÏD, 2008).

a) Le dégrillage :

L'opération de dégrillage permet de protéger la station contre l'arrivée des gros objets susceptibles de provoquer des bouchages au niveau de différentes unités de l'installation et d'éliminer les matières volumineuses charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements ultérieurs. En fonction de l'espacement des barreaux on peut distinguer :

- Le dégrillage fin : écartement de 3 à 10 mm
- Le dégrillage moyen : écartement de 10 à 45 m
- Le dégrillage grossier : écartement de 50 à 100 mm

Les dégrillages peuvent être verticale; ou inclinées de 60° à 80° sur l'horizontale (figure 1) (MIMECHE, 2014).



Figure 1 : Lamelles de dégrillage (ANONYME)

b) Le dessablage :

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, les sables et les particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion et à éviter de surcharger les stades de traitements suivants. L'écoulement de l'eau, à une vitesse réduite, dans un bassin appelé "dessableur" entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Les sables récupérés, par aspiration, sont ensuite essorés, puis lavés avant d'être soit envoyés en décharge, soit réutilisés selon la qualité du lavage (CHERIF, 2012).

c) Le dégraissage - déshuilage:

Le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide, alors que le dégraissage est une opération de séparation solide-liquide (à la condition que la température de l'eau soit suffisamment basse, pour permettre le figeage des graisses). Ces deux procédés visent à éliminer la présence des corps gras dans les eaux usées, qui peuvent gêner l'efficacité du traitement biologique qui intervient ensuite (DEGREMONT, 1978).



Figure 2 : Dessableur-dégraisseur rectangulaire (ANONYME, a)

I.6.2. Traitement physico- chimique

I.6.2.1. Décantation :

Il s'agit le plus souvent d'une décantation qui permet d'éliminer les matières en suspension décantables en deux heures. L'utilisation de réactifs chimiques pour éliminer des particules plus fines constitue un traitement physico-chimique. Ce traitement permet donc essentiellement l'élimination de la pollution particulaire et d'une partie de la pollution organique sous forme particulaire (de l'ordre de 65 à 80% de la DCO avec un traitement physico-chimique) (RESJECK, 2002).

Les matières en suspension ont souvent une teneur en matière organique importante (de 70 à 90%) et une densité légèrement supérieure à celle de l'eau. Elles vont se décanter

naturellement dans un décanteur primaire en 1 à 2 heures. L'eau ainsi clarifiée s'écoulera par débordement et les MES qui ont décanté au fond du bassin (boues primaires) seront extraites et envoyées vers les ouvrages de traitement des boues (GROSCLAUDE, 1999).

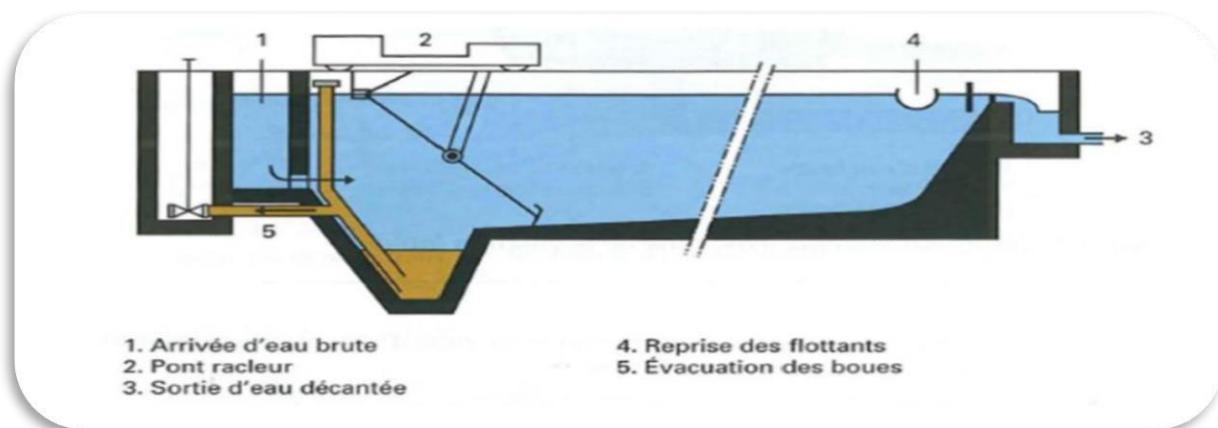


Figure 3 : Schéma d'un décanteur rectangulaire à pont (ANONYME, b)

I.6.2.2. Flottation :

Par opposition à la décantation, la flottation est un procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide qui s'applique à des particules dont la masse volumique est inférieure à celle du liquide qui les contient. Dans les eaux à forte charge en matières organiques, les matières solides sont rassemblées à la surface par insufflation d'air, sous forme d'écume qui est ensuite retirée par raclage à la surface de l'eau. Les bulles d'air fines s'accrochent aux particules fines à éliminer (BOUCHENAK et RACHA, 2015).

I.6.3. Le traitement biologique :

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Les microorganismes responsables de l'épuration s'agglomèrent sous forme de floccs et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie vitale et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes (BOUMEDIENE, 2013).

I.7. Techniques d'épuration des eaux usées :

I.7.1. Les procédés intensifs :

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel (MEKHALIF, 2009).

a) Disques biologiques:

Les disques biologiques ou bio disques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un bio film sur les deux faces. Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr. mn⁻¹. Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel (BOUMEDIENE, 2013).

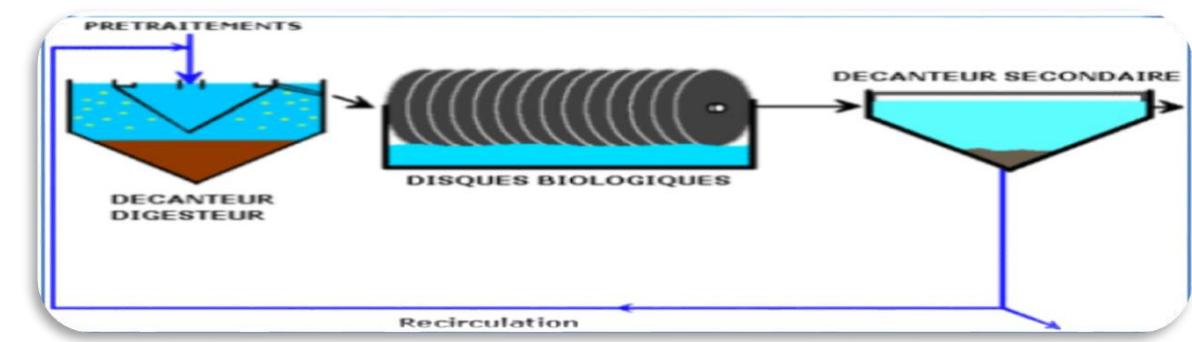


Figure 4 : Schéma de principe d'une filière type de disques biologiques (BENDIAF, 2018)

b) Lit bactérien:

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs. Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent à contre-courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par

l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux. Le rendement maximum de cette technique est de 80% d'élimination de la DBO₅ (RODART, 1989).

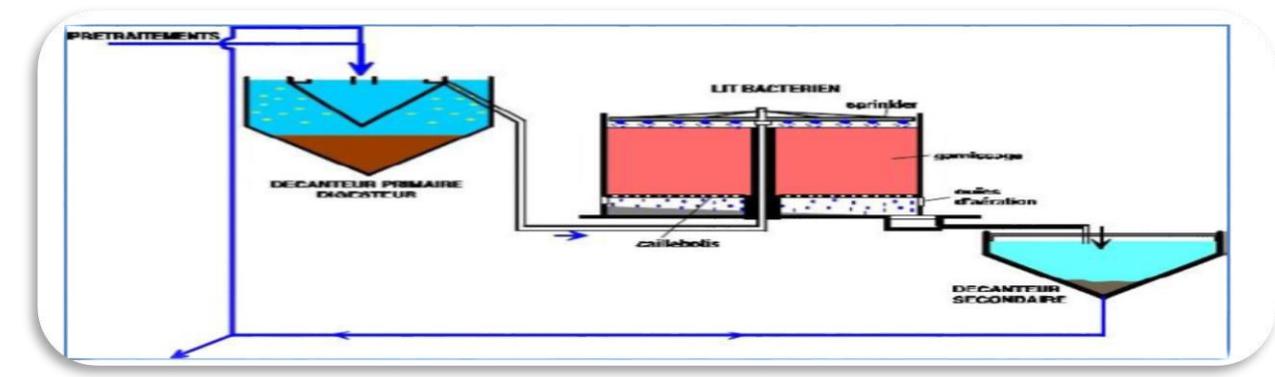


Figure 5 : Lit bactérien (BENDIAF, 2018).

c) Boues activées :

Le procédé à boues activées a été découvert en 1914 à Manchester et repose sur la constatation suivante: une eau d'égout aérée permet le développement rapide d'une flore bactérienne capable de dégrader des matières organiques polluantes. Dans les conditions idéales d'aération, les micro-organismes d'une eau usée se développent et s'agglomèrent en flocs. Au repos, ces derniers se séparent très bien de la phase liquide par décantation. Le principe du procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un flocc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'aération). Afin d'éviter la décantation des floccs dans ce bassin, un brassage vigoureux est nécessaire. La prolifération des micro-organismes nécessite aussi une oxygénation suffisante (DHAOUADI, 2013).

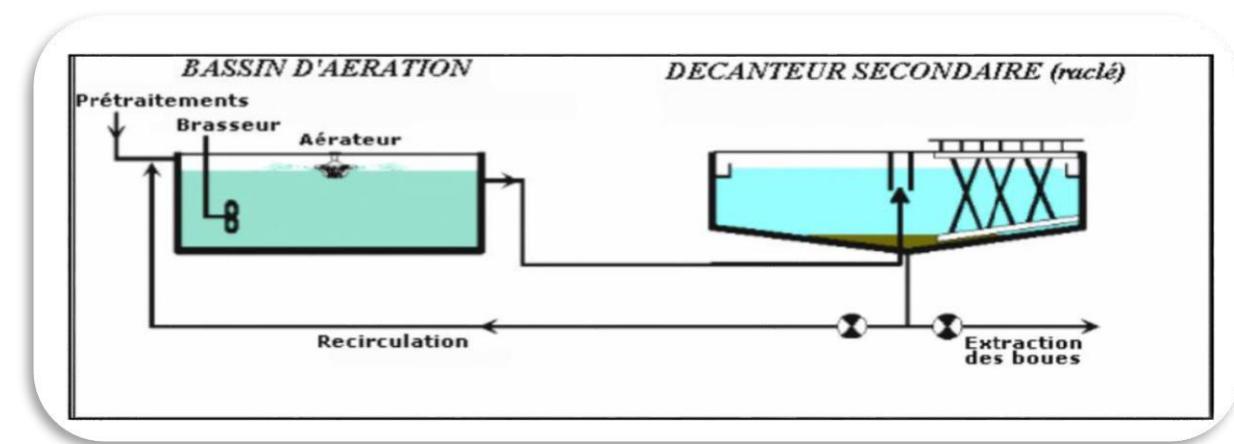


Figure 6 : Boues activées (BENDIAF, 2018).

I.7.2. Les procédés extensifs :

Les solutions extensives correspondent à des procédés d'épuration dans lesquels la concentration en organismes épurateurs est faible. Parmi ces procédés on note : le lagunage **(DEGERMONT, 2005)**.

a) Le lagunage :

C'est un procédé d'épuration des eaux usées qui permet une séparation des éléments solides de la phase liquide par sédimentation, et une épuration biologique due essentiellement à l'action des bactéries. Les bassins de lagunage sont destinés à recevoir de l'eau, la traiter pendant un certain temps pour la restituer ensuite au milieu récepteur. C'est le plus répandu et le plus classique surtout dans les pays à climat chaud et où le terrain est disponible à coût raisonnable **(AMIR, 2005)**. Ce système d'épuration présente de nombreux avantages en comparaison avec d'autres procédés. Il ne consomme pas d'énergie et ne demande pas de produits chimiques, ne nécessite que peu d'entretien, il est simple, écologique, rustique, fiable, et peu onéreux avec des résultats hautement satisfaisants en matières de décontamination. Ses nombreux avantages pourraient presque faire oublier les quelques contraintes de cette technique dont la principale est la superficie nécessaire pour leur installation **(U.N.E.S.C.O., 2008)**.

➤ Le lagunage naturel :

Ce sont des bassins artificiels et imperméabilisés, de faible profondeur pouvant recevoir des effluents bruts ou prétraités et où la recirculation des boues biologiques décantées n'est pas réalisée, et la concentration de la biomasse épuratrice reste faible. Alimentées d'effluents à traiter, les lagunes naturelles sont nommées étangs de stabilisation **(KOLLER, 2004)**, que l'on classe en fonction des filières de développement des bactéries en trois catégories : anaérobies, aérobies ou facultatifs (mixtes). Différents assemblages de ces bassins sont possibles en fonction des conditions locales, des exigences sur la qualité de l'effluent final, du débit à traiter, ...ect. A titre d'exemple, si l'on souhaite un degré de réduction plus élevé des organismes pathogènes, on dispose les bassins en série comme suit : étang anaérobie, facultatif puis anaérobie **(CHAIB, 2004)**. Le lagunage naturel peut être utilisé, en traitement complet des effluents ou en traitement tertiaire, pour affiner la qualité de l'eau traitée par une boue activée (ex. la désinfection) **(DEGREMONT, 1978)**.

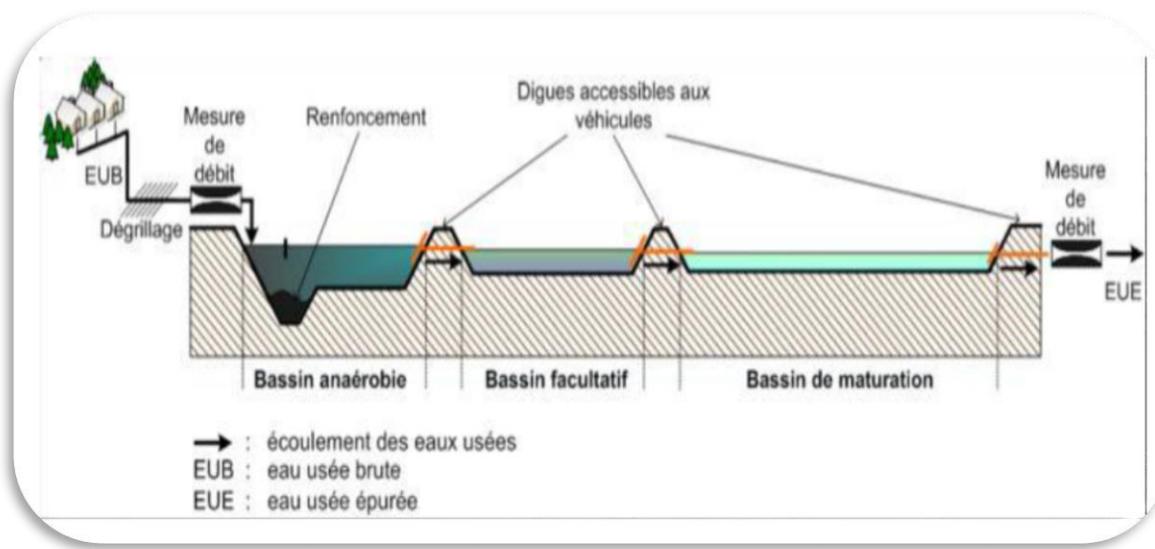


Figure 7 : Schéma d'épuration des eaux usées par lagunage naturel (BELMESSAI, 2018).

➤ **Le lagunage aéré :**

Ce sont de vastes bassins constituant un dispositif très proche du procédé à boues activées à faible charge. On y effectue une épuration biologique bactérienne comme celle qui se pratique naturellement dans les étangs, en apportant de l'extérieur par insufflation d'air ou oxygénation au moyen d'aérateurs de surface, l'oxygène nécessaire au maintien des conditions aérobies des bactéries épuratrices. Il est rare, en raison de la concentration relativement élevée en matières en suspension, que l'on puisse rejeter directement l'effluent traité à l'exutoire sans décantation finale (KOLLER, 2004).

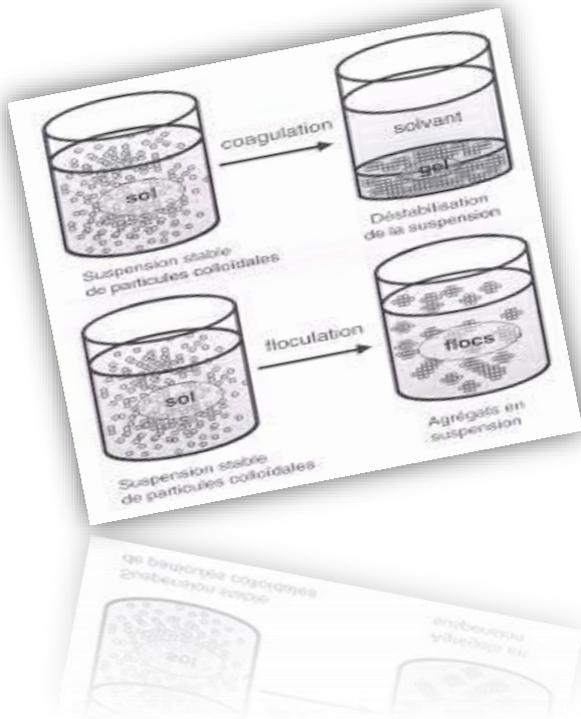
➤ **Le lagunage anaérobie :**

Il n'est applicable que sur des effluents très concentrés et, le plus souvent comme prétraitement avant un étage aérobie. La couverture de ces lagunes et le traitement des gaz produits sont nécessaires vu les risques de nuisances élevés (odeurs). Les temps de séjour sont souvent supérieurs à 50 jours. Une profondeur importante (5 à 6 m) est en principe un élément favorable au processus. Dans la réalité, la classification aéré-anaérobie des lagunes n'est pas superflue, car dans les zones amont ou profondes des lagunes aérobies, on observe souvent un fort déficit en oxygène. Un curage des bassins tous les 10 ans est nécessaire du fait de la production des boues (HATEM, 2008).

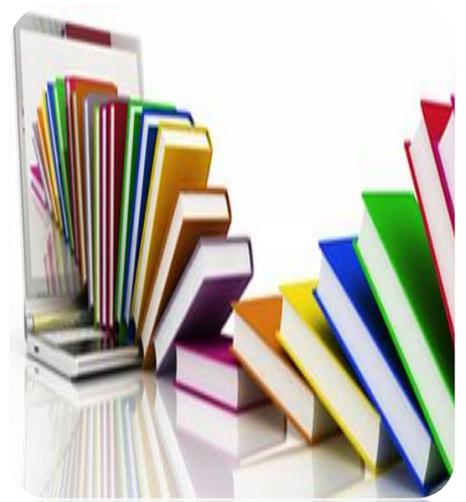
I.8. Conclusion :

Dans ce chapitre, nous avons essayé de faire une synthèse bibliographique d'une part, sur les origines et les compositions des eaux usées, et d'autre part, sur les différentes méthodes

utilisées pour leur épuration. Ces données bibliographiques mettent en évidence la nécessité de la dépollution de ces eaux à partir de la station d'épuration (STEP) qui permet de traiter les eaux polluées de manière à réduire considérablement leur degré d'altération pour qu'elles puissent être réutilisées ou rejetées dans le milieu récepteur.



Chapitre II : Généralité sur le procédé de coagulation floculation



II.1. Introduction:

L'intérêt principal du traitement des eaux usées réside dans la réutilisation des sous produits comme les effluents traités, ou par contre dans leur rejet sans on séquence néfastes dans la nature (CHIECK, 2007). Plusieurs systèmes d'épuration des eaux usées ont été testés, et les plus utilisés en matières de traitement des eaux usées aussi bien industrielles que domestiques est la coagulation -floculation. La coagulation-floculation est un processus physico-chimique, qui permet de transformer la suspension colloïdale ainsi que la matière organique dissoute en des particules plus importantes aptes à sédimenter. L'efficacité de cette étape de traitement est liée au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques (LEFEBVRE, 1990).

Au cours de ce chapitre, nous allons présenter des généralités sur le procédé de coagulation floculation avec les différents coagulants et les réactions d'hydrolyse du coagulant.

II.2. Le procédé de Coagulation-floculation :

La coagulation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques amenant une suspension stable de particules de très petite taille en solution - les colloïdes - à se séparer en deux phases distinctes (MOTTOT, 2000).

La floculation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques menant à l'agrégation de particules déstabilisées pour former des flocons ou «flocs ». Ce phénomène est réversible, c'est à dire que l'on peut casser ces agrégats, par exemple en agitant fortement le liquide, pour retrouver la solution de colloïdes initiale (MOTTOT, 2000).

La coagulation-floculation facilite l'élimination des MES (Matières En Suspension) et des colloïdes en les rassemblant sous forme de flocons dont la séparation s'effectue par décantation, flottation et/ou filtration. C'est donc un traitement physique qui permet d'éliminer tous ou une partie des polluants des effluents notamment les fractions particulières inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales (ADAMCZYK, 2003). La Coagulation et la floculation sont des processus souvent indissociables. En effet, la coagulation, en diminuant les forces de répulsion entre les particules, favorise les collisions et la formation d'agrégats, et la floculation en permettant la croissance des agrégats accélère la séparation des phases (MOTTOT, 2000).

II.3. Matières en suspension et colloïdes :

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous les trois groupes suivants :

Matières en suspension : qui regroupent les plus grosses particules, ces matières sont d'origine minérale ou organique et possèdent un diamètre supérieur à 1 μ m. Leurs temps requis pour décanter d'un mètre varient de quelques dixièmes de secondes à plusieurs jours selon leur diamètre et leur densité (DESJARDINS, 1999).

Matières colloïdales : sont des MES de même origine mais de diamètre inférieur à 1 micron. Leur vitesse de décantation est pratiquement nulle. Les matières colloïdales d'origine minérale ont une densité relative de l'ordre 2,65 alors que celles d'origine organique ont une densité relative beaucoup faible, soit de l'ordre de 1,1. Les particules colloïdales de faible densité peuvent nécessiter théoriquement jusqu'à 66600 années pour décanter de un mètre (DESJARDINS, 1999).

Matières dissoutes : sont généralement des cations ou anions de quelques nanomètres de diamètre (DESJARDINS, 1999).

II.3.1. Les suspensions colloïdales :

Les particules colloïdales sont classées en deux catégories suivant leur comportement vis-à-vis de l'eau. Il s'agit des particules hydrophiles et hydrophobes (EZZIANES, 2007).

a) Les colloïdes hydrophiles :

Les hydrophiles sont des micromolécules complexes à nombre élevé d'atomes, et a qui englobent la plupart des corps de la chimie organique (KETTAB, 1992). Les particules hydrophiles déshydratées se dispersent spontanément dans l'eau et sont entourées de molécules d'eau qui préviennent tout contact ultérieur entre ces particules (DESJARDINS, 1999).

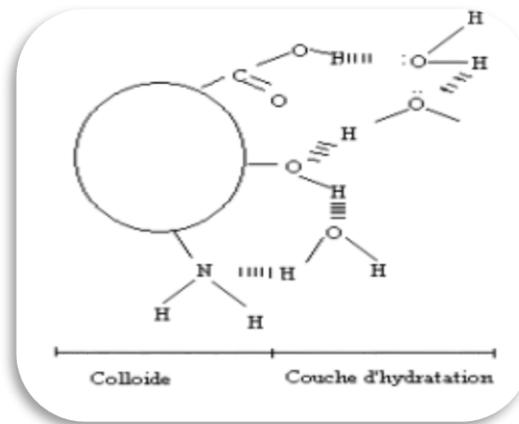


Figure 8 : Représentation de colloïde hydrophile (CARDOT, 1999).

Parmi les substances de cette nature, on peut citer les protéines, les savons, la gélatine et la matière organique naturelle. Les colloïdes hydrophiles sont plus difficiles à déstabiliser que les solutions hydrophobes. En effet, il faut agir d'abord sur les molécules d'eau qui les entourent pour permettre leur agglomération (EZZIANES, 2007).

b) Les colloïdes hydrophobes :

Les colloïdes hydrophobes sont en générale 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 groupement fonctionnels de type hydrophile (KHERIFI, 2009).

II.3.2. Décantation des suspensions colloïdales :

Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type de particules, du diamètre des particules et de leur surface spécifique. Ce temps va d'une seconde pour du gravier coagulé ayant un diamètre de 10mm et une surface spécifique de $6.10^2 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ à 20 ans pour du colloïde de $10^{-2} \mu\text{m}$ ayant une surface spécifique de $6.10^8 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ (DEGRIMENT, 2005). Il est donc impossible que certaines particules notamment les colloïdes et les particules à surface spécifique très élevée décantent naturellement (Tableau 4).

Tableau 4 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de Stokes
(DEGRIMENT, 1978).

Diamètre de particule		Types de particules	Temps de décantation pour 1 m d'eau	Surface spécifiques $m^2.m^{-3}$	
mm	μm				
10	10^4	Gravier	1 seconde	6.10^2	MES décantations
1	10^3	Sable	10secondes	6.10^3	
10^{-1}	10^2	Sable fin	2 minutes	6.10^4	
10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^5	
10^{-2}	10	Kyste de protozoaire	20 heures	6.10^5	Colloïdes
10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^6	
10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^6	
10^{-4}	10^{-1}	Colloïde	2 ans	6.10^7	
10^{-5}	10^{-2}	Colloïde	20 ans	6.10^8	

Pour obtenir la décantation de ces particules, il faudrait assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats d'au moins 10 à 100 μm . Malheureusement, ces particules exercent entre elles des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur assemblage. La déstabilisation des entités en suspension passe par des phénomènes d'adsorption, expliqués par la théorie de la double couche. Elle explique comment les colloïdes sont traités par coagulation (BESRA et al. 2002).

II.4. Théorie de la double couche :

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde.

Diverses théories expliquent ce phénomène (Figure 9) (LAKHDARI, 2011) :

1- Théorie de Helmholtz : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée).

2- Théorie de Gouy-Chapman : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde, la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse) (LAKHDARI, 2011).

3 - Théorie de Stern : est un compromis des deux précédentes. Elle considère la formation de la double couche. La première adhère à la particule et le potentiel décroît rapidement. La seconde est plus diffuse et le potentiel décroît plus lentement (ANONYME., c).

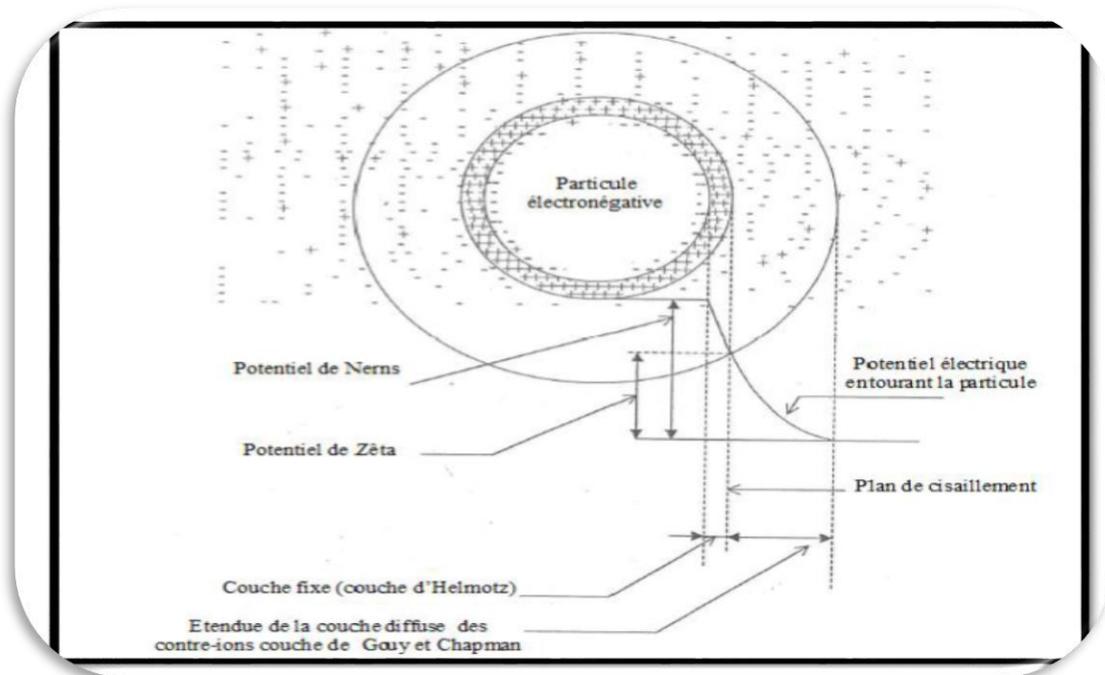


Figure 9 : Représentation schématique de la double couche d'une particule colloïdale (EZZIANES, 2007).

Un colloïde se caractérise par deux potentiels

- **Potentiel thermodynamique :** appelé potentiel de Nernst présent à la surface même du colloïde (DEGRIMENT, 2005).
- **Potentiel électrocinétique :** ce potentiel mesuré au plan de cisaillement et appelée le potentiel Zeta.

Le plan de cisaillement est la limite entre la partie de la solution qui se déplace avec la particule et la partie de la solution qui se déplace indépendamment de la particule (EZZIANES, 2007). Pour une particule hydrophobe, ce plan est situé à la limite de la couche liée, alors que pour une particule hydrophile, il est situé à la limite extérieure de la couche d'eau liée à la particule (DESJARDINS, 1997).

II.5. Phénomène de coagulation :

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération. Cette agglomération est généralement caractérisée par l'injection et la dispersion rapide de réactifs chimiques, ce procédé permet d'augmenter substantiellement l'efficacité des traitements ultérieurs (décantation et/ou filtration) (BESSEDIK, 2014). On peut obtenir cette déstabilisation par:

- compression de la double couche ;
- adsorption et neutralisation des charges ;
- emprisonnement des particules dans un précipité ;
- adsorption et pontage (DESJARDINS, 1997).

II.5.1. Compression de la double couche :

L'augmentation de la force ionique de l'eau réduit le volume et l'épaisseur de la couche diffuse. Les forces de répulsion sont considérablement réduites alors que les forces d'attraction (les forces de van der Waals) ne sont pas affectées (Figure 10). La force ionique est représentée par l'équation suivante :

$$\mu = \frac{1}{2} \sum_{n=1}^n C_n Z_n^2$$

Avec :

μ : force ionique

C_n : concentration de l'ion n (mol/l)

Z_n : valence de l'ion n (DESJARDINS, 1999).

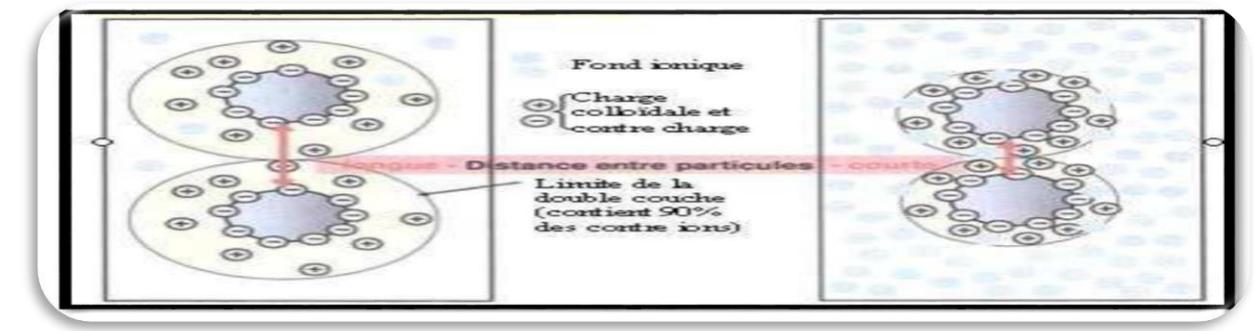


Figure 10 : Représentation schématique de la compression de la couche diffuse (EZZIANES, 2007).

II.5.2. Adsorption et neutralisation des charges :

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive (Figure 11). Les particules seraient ainsi rentabilisées (BOURSALI, 2011).

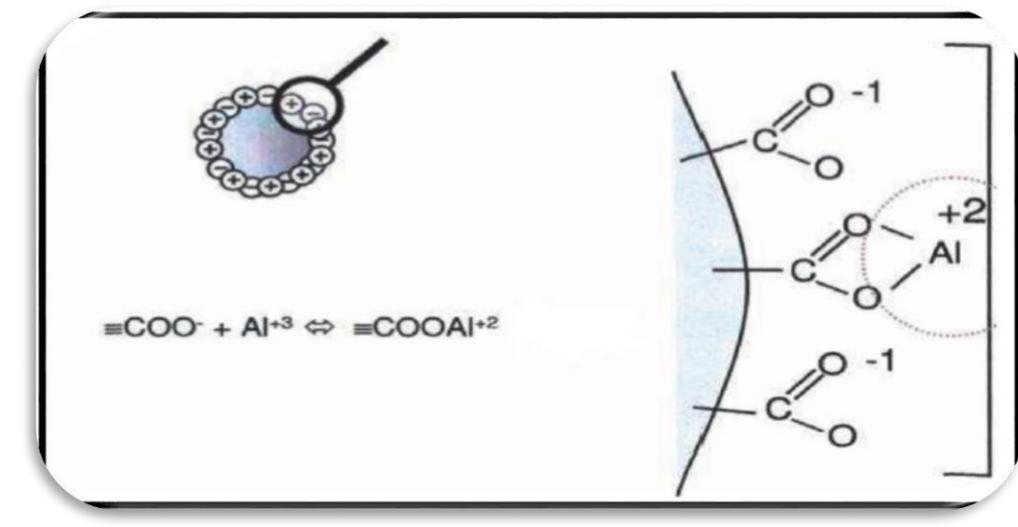


Figure 11 : Représentation schématique de neutralisation des charges (EZZIANES, 2007).

II.5.3. Emprisonnement des particules dans un précipité :

Pour déstabiliser les particules colloïdales, on peut en outre les emprisonner dans une particule de floc. Lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulants, habituellement des sels de métaux trivalents, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou FeCl_3 , on obtient un précipité appelé floc. Lorsque le pH de l'eau est situé dans une plage acide ou neutre, le floc, constitué de molécules de $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, possède habituellement une charge positive. La présence de certains anions et de particules colloïdales accélère la formation du précipité (Figure 12). Les particules colloïdales jouent le rôle de noyaux lors de la formation du floc; ce phénomène peut entraîner une relation inverse entre la turbidité et la quantité de coagulant nécessaire (DESJARDINS, 1997).

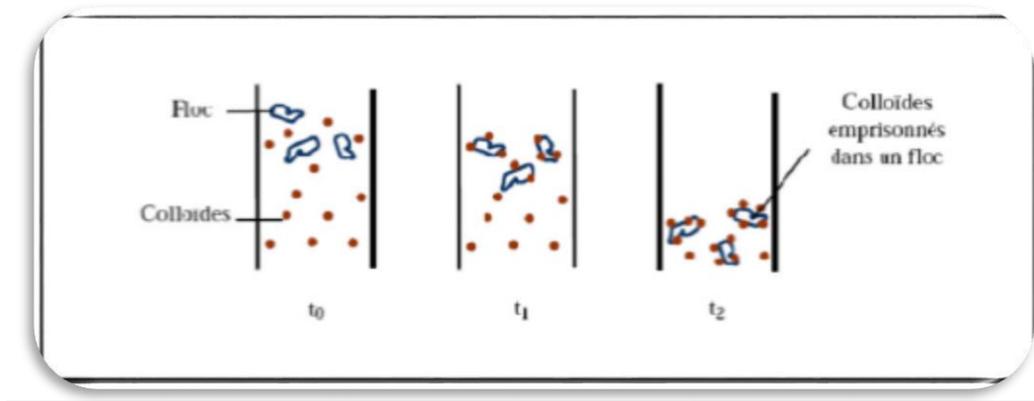


Figure 12 : Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation
(EZZIANES, 2007).

II.5.4. Adsorption et pontage :

Dans quelques cas, on a obtenu le traitement le plus économique en utilisant un polymère anionique lorsque les particules étaient chargées négativement. Ce phénomène, inexplicable à l'aide de la théorie électrique, peut toutefois être expliqué par le "pontage". Les molécules de polymère, très longue contiennent des groupes chimique qui peuvent adsorber des particules colloïdale à une de ses extrémité, alors que d'autre sites sont libre pour adsorber d'autre particules. On dit alors que les molécules polymères forment des "ponts" entre les particules colloïdales (Figure 13). Il peut y avoir restabilisation de la suspension, imputable à une concentration excessive de polymères. Dans ces conditions, les sites libres de plusieurs molécules de polymères s'accrochent à une même particule colloïdale. Cet ensemble particule-molécule de polymères ne peut plus par la suite absorber d'autres particules colloïdales (DESJARDINS, 1997).

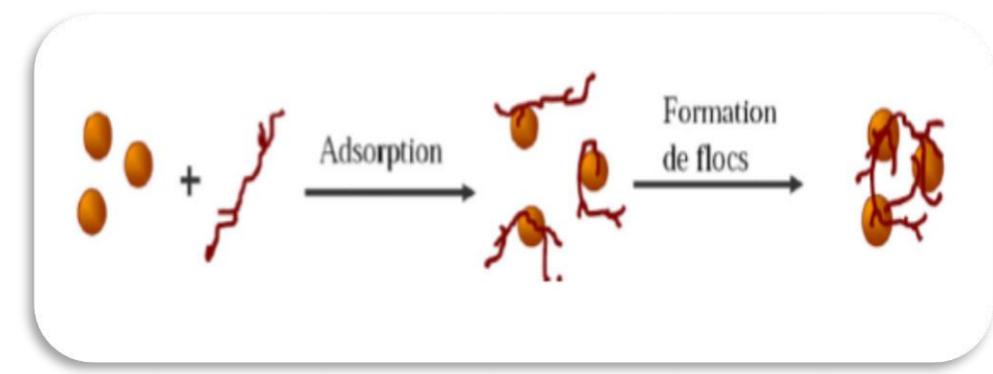


Figure 13 : Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère (DESJARDINS, 1997).

II.6. Phénomène de floculation :

Après avoir été déstabilisées, les particules colloïdales ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres, c'est la floculation. 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 contact des particules, lesquelles sont provoquées par la différence de vitesse entre ces particules (BESSEDIK, 2014).

II.7. Les étapes de l'agrégation :

Diverses phases successives ou simultanées interviennent dans l'agrégation des particules qui sont l'hydrolyse (formation des radicaux hydroxydes métalliques), la coagulation et la floculation (Tableau 5) (DEGRIMENT, 1978).

Tableau 5 : Les étapes de l'agrégation (DEGRIMENT, 2005), (DEGRIMENT, 1978).

Stade	phénomène	terminologie
Ajout du coagulant	Réaction avec l'eau ionisation, hydrolyse, polymérisation	hydrolyse
Destabilisation	Compression de la double couche	coagulation
	Absorption spécifique d'ions du coagulant à la surface de la particule	
	Inclusion du colloïde dans un précipité d'hydroxyde	
	Liaison interparticulaire par des espèces polymériques du coagulant	
Transport	Mouvement brownie	Floculation percinetique
	Energie dissipé (gradient vitesse)	Floculation orthoicinetique

II.8. Coagulants utilisés :

Les principaux types de coagulant employés sont à base de sels d'aluminium ou de fer (THEBAULT, 1978).

II.8.1. Sels d'aluminium :

Un coagulant est dit un coagulant de type sels d'aluminium lorsqu'il regroupe à sa composition de l'aluminium on distingue :

1. Sulfate d'aluminium :

Le sulfate d'aluminium est le plus utilisé en coagulation. C'est un sel basique, hydraté, commercialisé sous la forme solide $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$ il se dissocie dans l'eau en ions aluminium et sulfate, conduisant à des réactions chimiques avec les ions hydroxydes de l'eau (EZZIANES, 2007).

. Suivant la turbidité de l'eau, la dose sera comprise entre 15 à 100 g/m³.

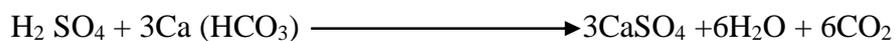


Photo 1 : Le sulfate d'aluminium en poudre.

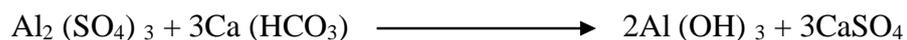
En effet, l'ion aluminium réagit sur l'eau pour former l'hydroxyde d'aluminium qui précipite sous la forme d'un floc volumineux.



Il se forme un acide qui réagit avec le bicarbonate présent dans l'eau.

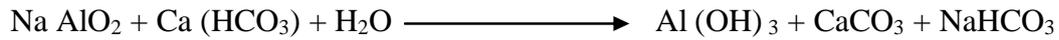


La réaction globale est :



2. Alumine de sodium :

Suivant la turbidité de l'eau, la dose sera comprise entre 5 et 50 g/m³ (AHMED AMMAR et BENHADDU, 2010). La formule de réactif commercial d'aluminate de sodium est 50% d' Al_2O_3



3. Chlorure d'aluminium :

Suivant la turbidité de l'eau, la dose sera comprise entre 12 et 40 g/m³. La formule de réactif commercial d'aluminate de sodium est à 50% d'AlCl₃, 6 H₂O



Photo 2 : Le chlorure d'aluminium en poudre.

4. Addition de sulfate d'aluminium et d'aluminate de sodium :

Pour une réaction équimoléculaire, il faut que la dose en aluminate de sodium commercial soit égale à 75% de la dose de sulfate d'alumine commerciale. La dose d'aluminate peut cependant être beaucoup plus faible et dans ce cas le réactif ne sert qu'à amorcer la coagulation de sulfate d'alumine (AHMED AMMAR et BENHADDOU, 2010).



II.8.2. Sel de fer :

Les sels de fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Par ailleurs, les composés du fer semblent avoir de légers avantages comparativement aux autres et ces, grâce au floc formé soit lourd et se dépose facilement sous des conditions favorables (EZZIANES, 2007), (LEFEBVRE, 1990), (COLIN, 2008).

Ils se révèlent plus efficaces comme coagulants quant à l'abattement des substances humiques. On peut citer le chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) peut induire une coloration de l'eau traitée, le chlorosulfate ferrique (liquide) est de formule $\text{Fe}_2\text{SO}_4\text{Cl}$ et le sulfate ferreux est peut utiliser et de formule $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 19\text{H}_2\text{O}$ (LEFEBVRE, 1990), (SEGHIRI, 1996).

1. Sulfate ferrique :

Suivant la turbidité de l'eau, la dose de sulfate ferrique sera comprise entre 10 et 50g/m³.

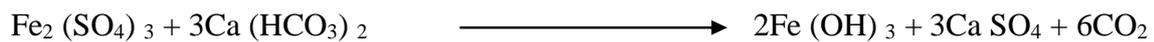


Photo 3 : le sulfate ferrique en poudre.

2. Chlorure ferrique :

La dose de chlorure ferrique sera comprise entre 5 et 150g/m³, pour la clarification des eaux de surface, et entre 50 et 300 g/m³ pour la clarification les eaux résiduaires (AHMED AMMAR et BENHADDOU, 2010).

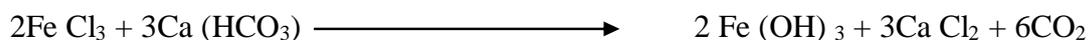




Photo 4 : Le chlorure ferrique en poudre.

3. Sulfate ferreux :

Suivant la turbidité de l'eau, la dose de sulfate ferreux sera comprise entre 5 et 25 g/m³ (AHMED AMMAR et BENHADDOU, 2010).



II.10. Choix du coagulant :

Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et les matières organiques d'une eau est essentielle. On ne peut, néanmoins, négliger les effets secondaires comme les fuites en Fe³⁺ et Al³⁺. Il faut savoir que le sulfate ferrique contient du manganèse sous forme de Mn²⁺ à raison de 0,057 g pour 100 g de coagulant. Le traitement d'eau chargée en matières organiques exige du sulfate ferrique. Les coagulants à base de sels d'aluminium permettent d'obtenir une eau traitée très faible en turbidité. La vérification de la dose de coagulant à mettre en œuvre passe par le JAR-TEST. Les sels d'aluminium sont très largement utilisés dans le domaine de l'eau potable.

Les sels de fer sont plutôt destinés aux eaux résiduaires et en particulier pour l'élimination physico-chimique du phosphore. Le chlorure ferrique a sa place dans les filières de traitement des boues hydroxydes ou organiques (CARDOT, 1999).

II.11. Facteurs influençant la coagulation :

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelations, comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, les conditions de mélange, la turbidité, la couleur, les grosseurs et la concentration des particules colloïdales, et l'hydratation. Ces interrelations complexes interdisent actuellement toute

approche théorique permettant de prédire quelle sont les concentrations optimales de coagulants (DESJARDINS, 1997).

II.11.1. Influence du pH :

Le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement, plage qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter. Lorsque la coagulation se produit hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant, soit se contenter d'une eau de moins bonne qualité (DESJARDINS, 1997). Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium sont présentées dans le tableau suivant (EZZIANES, 2007) :

Tableau 6 : Les 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

Pour abaisser le pH, il est plus avantageux, dans certains cas, d'augmenter la quantité de coagulant. Lorsque le pH est optimal, les produits solubles d'aluminium ou de fer sont pratiquement inexistantes (DESJARDINS, 1997).

II.11.2. Influence des sels dissous :

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation et la floculation

- a) modification de la plage de pH optimale ;
- b) modification du temps requis pour la floculation ;
- c) modification de la quantité de coagulant requis ;
- d) modification de la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent. (DESJARDINS, 1997).

II.11.3. Influence de la température de l'eau :

On dispose de peu d'informations en ce qui concerne l'influence de la température de l'eau sur la coagulation. Toutefois, l'expérience révèle que durant l'hiver, lorsque la température de l'eau avoisine 0°C, le floc se décante plus difficilement et a tendance à pénétrer plus profondément dans les filtres. Une diminution de la température de l'eau entraîne une

augmentation de sa viscosité, c'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc. De plus, pour une même vitesse de filtration, les forces de cisaillement qui s'exercent sur le floc sont plus importantes, ce qui en favorise le bris et l'entraînement dans le filtre. On peut surmonter de diverses manières les difficultés dues à une diminution de la température de l'eau (DESJARDINS, 1997) :

- a) On effectue la coagulation dans la plage de pH optimale pour cette eau à cette température.
- b) On augmente la quantité de coagulant, ce qui a pour effet d'accroître la probabilité de collisions entre les particules et d'élargir la plage de pH optimale.
- c) On augmente la turbidité de l'eau (par addition de glaise), afin d'alourdir le floc, ou on ajoute un aide-coagulant (silice activée ou polyélectrolyte) pour alourdir et renforcer le floc.

II.11.4. Influence du coagulant :

Le choix du coagulant peut influencer les caractéristiques de la coagulation. Ainsi, même si le sulfate d'aluminium est le coagulant le plus fréquemment utilisé, il peut être avantageux de le remplacer par du sulfate ferrique. Ce dernier procure en effet à plusieurs eaux une plage de pH optimale plus large que celle due au premier. De plus, pour un même pH élevé, le sulfate ferrique est moins soluble que sulfate d'aluminium (DESJARDINS, 1997).

On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale, pour une eau donnée, qu'après avoir effectué des essais en laboratoire. La théorie qui explique les différents mécanismes de déstabilisation des particules colloïdales n'est pas suffisamment développée pour qu'on puisse résoudre un problème aussi complexe. Cette théorie est cependant très utile aux moments de la planification des essais de laboratoire et de l'interprétation des résultats obtenus (DESJARDINS, 1997).

II.11.5. Influence du mélange :

Le processus de coagulation floculation se déroule généralement en deux étapes (EZZIANES, 2007) :

La première étape : C'est l'agitation énergétique rapide de courte durée (2 minutes au maximum). Elle a pour but de favoriser la dispersion et l'homogénéisation des produits injectés dans la totalité du volume d'eau à traiter, mais une agitation intense peut empêcher l'agrégation des particules.

La deuxième étape : C'est l'agitation lente (30 à 60 min) et elle a pour but de provoquer les contacts entre les particules pour former des floccs décantables (BACHIM et ABDELLIR, 2005).

II.11.6. Influence de la turbidité :

La turbidité des eaux de surface en grande partie due à la présence de particules de glaise dont le diamètre varié de 0,2 à 0,5 μ m. Il s'agit donc là de grosses particules colloïdales qui peuvent se déposer naturellement. La coagulation de ces particules est assez facile à réaliser lorsqu'on maintien le pH dans sa plage optimale. On peut faire par ailleurs les constatations générales suivantes (DESJARDINS, 1997) :

- a) Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une certaine quantité de floc.
- b) Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration de coagulant. L'augmentation de la quantité de coagulant ne varie toutefois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.
- c) Lorsque la turbidité est très élevée, la quantité de coagulant nécessaire est relativement faible, car la probabilité de collision entre les particules est très élevée .Par contre, lorsque la turbidité est faible, la coagulation est difficile.
- d) La matière organique adsorbée sur les particules de glaise n'exerce aucune influence sur la quantité de coagulant nécessaire.
- e) Lorsque la turbidité est due à des particules de diamètres variées, il est plus facile d'effectuer la coagulation que lorsqu'elle est imputable à des particules de diamètre sensiblement égal.
- f) La coagulation d'une faible concentration de particules de glaise dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau.
- g) Il est toujours plus difficile de coaguler les eaux contaminées par des eaux d'égout domestiques et industrielles, car elles exigent des concentrations de coagulant plus importantes que les eaux non contaminées.

II.12. Les réactifs flocculant :

II.12.1. La chaux : C'est une matière en poudre et de couleur blanche, obtenue par décomposition thermique du calcaire. Elle est utilisée depuis l'antiquité, notamment dans la construction. Chimiquement, c'est un oxyde de calcium avec plus ou moins d'oxyde de magnésium mais la désignation usuelle de chaux peut englober différents états chimiques de ce produit.



Photo 5 : La chaux.

II.12.2. La bentonite : Le terme BENTONITE désigne les matériaux argileux à usage industriel, essentiellement composés de smectites et plus particulièrement de montmorillonite. Les propriétés de gonflement et de perméabilité des bentonites dépendent étroitement de la nature du cation compensateur (**BENDJAMA, 1981**).

La bentonite est une argile dont le nom vient de Fort Benton aux Etats-Unis, connue aussi sous le terme de terre à foulon, elle peut être considérée comme une smectite, étant essentiellement type de phyllosilicate constituée de montmorillonite.



Photo 6 : La bentonite.

II.13. Domaines d'application :

Les applications industrielles de la coagulation et de la floculation sont nombreuses. On cite la séparation de la caséine du lait qui est l'une des premières étapes de la fabrication de nombreuses spécialités fromagères. Toujours dans l'industrie agroalimentaire, on trouve également des étapes de coagulation ou floculation dans la clarification de boissons. Dans un autre secteur industriel, la fabrication du papier, des coagulants et floculants sont utilisés pour retenir les pigments minéraux opacifiants au sein des fibres de cellulose lors de la formation des feuilles. Mais la principale application des coagulants et floculants est le traitement des eaux (MOTTOT, 2000).

II.14. Conclusion :

Après avoir présenté une synthèse bibliographique sur la coagulation-floculation nous avons pu retenir que La coagulation-floculation restera la technique de traitement la plus utilisée au niveau mondial.

L'avantage majeur qu'elle offre, est qu'elle est applicable pour tous les polluants quelle que soit leur nature, leur forme et leur concentration.



Partie II :
Etude expérimentale





Chapitre II :
Méthodes et Matériels



I.1. Introduction :

Ce chapitre est consacré à la présentation des différents réactifs utilisés, de l'appareillage et de la méthodologie expérimentale adoptée. En premier lieu, nous définissons les réactifs de coagulants/adjuvants utilisés et devront permettre de juger de l'efficacité du procédé de traitement étudié. Nous présenterons également, les méthodes de dosage de différents paramètres physico-chimiques, ainsi que le protocole expérimental de la méthode de coagulation-floculation par les essais de jar-test.

I.2. Point de prélèvement des eaux usées brutes :

Les échantillons d'eau usée analysés ont été prélevés à partir du rejet d'égout communal de la wilaya de Biskra (photo 7), qui se trouve immédiatement à la sortie de la zone urbaine de cette région. Le traitement de ces eaux s'impose pour préserver le milieu naturel. Les caractéristiques physico-chimiques de ces eaux sont présentées dans le tableau 7.

Tableau 7 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées testées.

Les paramètres	pH	T (C°)	Cond (mS/cm)	Oxydabilité au KMnO ₄ (MO) (mg O ₂ /l)	DCO (mg/l)	MES (mg/l)	Abs UV-270 (nm)
Eau usée brute	7	16	5,66	16,51	115,256	0,444	0,537



Photo 7 : Rejet des eaux usées de la ville de Biskra.

I.3. Détermination des paramètres physico-chimique des eaux :

Les méthodes de dosages utilisées sont décrites par (Resjeck, 2002), (Rodier, 1996) ou par les catalogues de l'appareillage utilisé : Les analyses de tous les paramètres ont été effectuées au niveau de deux laboratoires (laboratoire de l'**hydraulique** et le laboratoire de recherche (LARGHYDE)).

I.3.1. Le pH (potentiel Hydrogène) :

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 (tableau 1). Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau. Le pH : est mesuré par un pH mètre digital, l'étalonnage est effectué avant chaque essai avec des solutions tampon 4,01 et 7,00.



Photo 8 : pH –mètre.

I.3.2. Conductivité :

La conductivité est mesurée au moyen d'un conductimètre électrique de type (AD310) donnant des mesures en $\mu S/cm$. On utilise aussi le conductimètre pour mesurer la température, la salinité et le taux des matières solides dissoutes dans l'eau (TDS).



Photo 9 : Conductimètre.

I.3.3. Température :

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyses dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau. La température doit être mesurée in situ. Les appareils de mesure de la conductivité ou de pH possèdent généralement un thermomètre intégré.

I.3.4. Oxydabilité au KMnO_4 :

Oxydation par un excès de permanganate de potassium, en milieu acide et à ébullition (10mn), des matières oxydables contenues dans l'échantillon. Réduction de l'excès de permanganate par l'oxalate de sodium en excès et titrage en retour de l'excès d'oxalate par le permanganate de potassium.

a) Réactif utilisés

❖ Solution de permanganate de potassium à 20mmol/l :

KMnO_4 3,1608 g

H_2O distillée bouillante q.s.p 1000 ml.

Porter la solution à 90-95°C pendant 2heures, refroidir et laisser reposer au moins 2jours.
Décantier la solution claire et conserver dans une bouteille en verre brun.

❖ Solution de KMnO_4 à 2mmol/l :

Solution de KMnO_4 à 20mmol/l..... 100ml.

H_2O distilléeq.s.p 1000 ml.

Cette solution doit-être conservée à l'obscurité. Bien qu'elle soit relativement stable, il est conseillé de la renouveler assez souvent et de la vérifier.



Photo 10 : Solution KMnO_4 à 2mmol/l.

❖ Solution d'oxalate de sodium à 0,05 mol/l :

$\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 6,7g.

Eau distillée q.s.p 1000 ml.

Cette solution est stable environ 6mois à l'obscurité.

❖ Solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l :

Introduire 100 ml de la solution d'oxalate de sodium à 0,1N dans une fiole jaugée de 1000ml. Compléter au volume avec de l'eau distillée. Cette solution est stable 2 semaines.

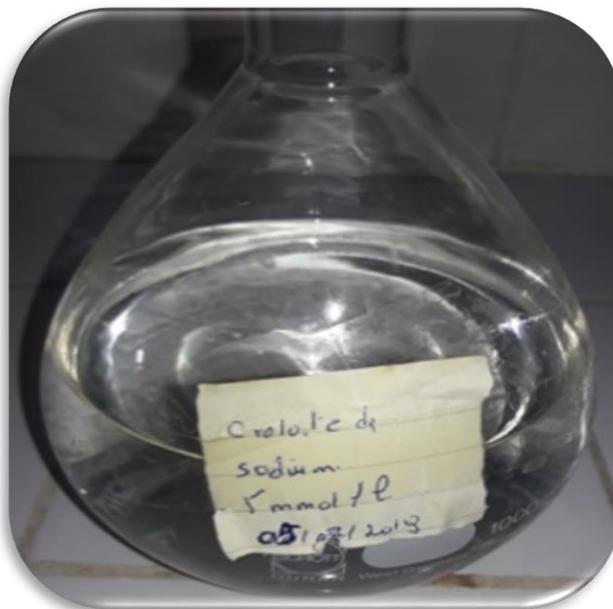


Photo 11 : Solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l.

- ❖ Solution d'acide sulfurique diluée à environ 2,2 moles/l :

Ajouter lentement avec précautions 120ml d'acide sulfurique concentré ($\rho = 1,84\text{g/ml}$) à 500 ml d'eau distillée. Ajouter la solution de permanganate de potassium à 0,01N jusqu'à persistance d'une coloration rose-pale. Compléter à 1000 ml d'eau distillée dans une fiole jaugée.



Photo 12 : Solution d'acide sulfurique diluée à environ 2,2 moles/l.

b) Mode opératoire :

Prendre 100ml d'eau à analyser et ajouter 20ml d'acide sulfurique dilué à 2,2 M et homogénéiser. Porter à ébullition douce puis ajouter 20ml de la solution de permanganate de potassium à 2mmol/l. Après 10min, ajouter 20ml de la solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l. Titrer après décoloration, alors que la solution est encore chaude, avec la solution de permanganate de potassium à 20mmol/l jusqu'à apparition d'une coloration rose.

N.B : Un essai à blanc est nécessaire.

Titrage de la solution de permanganate de potassium :

Ajouter 20ml d'oxalate de sodium à 5mmol/l. Chauffer jusqu'à 80°C et titrer avec le permanganate de potassium à 2mmol/l jusqu'à apparition de la coloration rose.

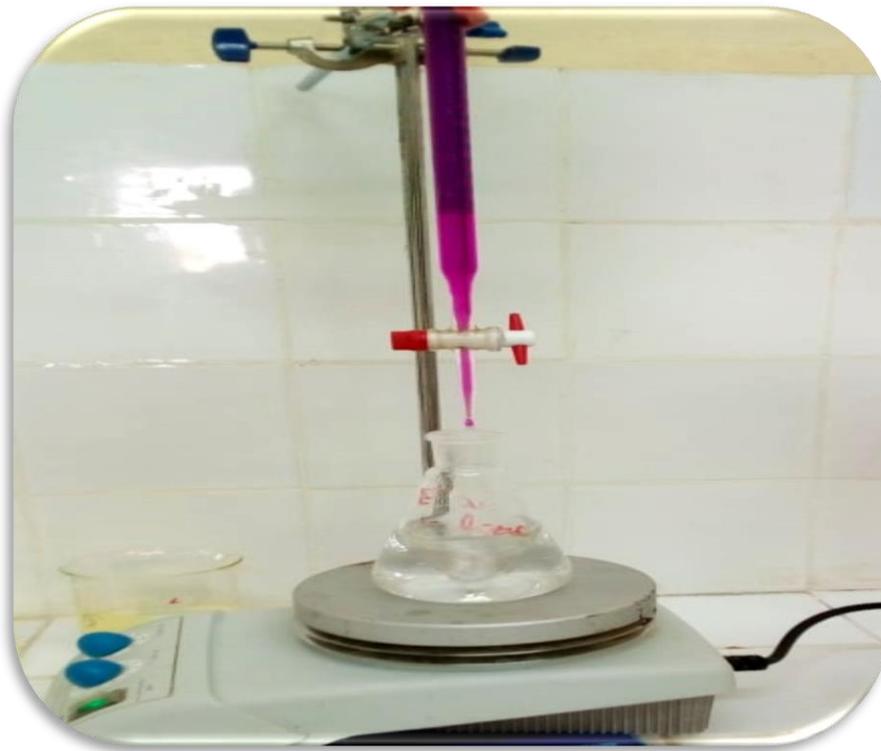


Photo 13 : Titrage avec la solution KMnO_4 à 2mmol/l.

Expression des résultats :

L'indice permanganate(X) de l'échantillon, exprimé en milligrammes d'oxygène par litre est donné par l'expression suivante :

$$X = V_1 - V_2 / V_3 * C/V_s * f * 16$$

D'où :

V1 : volume KMnO_4 à 2mmol/l (échantillon).

V2 : volume KMnO_4 à 2mmol/l (blanc : H_2O distillée).

V3 : est le volume de la solution de permanganate de potassium utilisé pour le titrage de la solution de permanganate de potassium.

V4 : est le volume de la solution d'oxalate de sodium utilisé pour le titrage de la solution de permanganate de potassium.

C : est la concentration de la solution d'oxalate de sodium à 5mmol/l.

Vs : est le volume de la prise d'essai de l'échantillon.

F : est le facteur de dilution éventuel de l'échantillon avant analyse.

D'où :

V4 = 20 ml

Vs = 100 ml

C = 5mmol/l

L'expression devient :

$$X = \frac{V1 - V2}{V3} * f * 16$$

I.3.4. Demande chimique en oxygène (DCO) :

La majorité des polluants organiques, ainsi que certains composés minéraux comme les nitrates, possèdent des groupes chimiques chromophores qui absorbent dans le domaine du spectre compris entre 200 et 350 nm, donc dans l'ultraviolet (UV). La longueur d'onde d'absorption maximale est fonction de la nature du groupe chromophore et de son environnement électronique. Ne pouvant connaître les substances organiques présentes dans une ERU, il est impossible de déterminer une corrélation théorique entre la DCO et l'absorption UV, mais il est possible de déterminer expérimentalement l'existence d'une corrélation pour un type d'eau donné sur une installation donnée. Dans le temps, cette

corrélation varie peu, même sur de très longues périodes, Pottier (1993) a trouvé la relation suivante :

$$DCO = 336 * ABS_{254nm} - 48,8 * R \quad (R=0,95)$$

Cette méthode rapide d'estimation de la DCO peut donc être considérée comme fiable.



Photo 14 : Spectrophotomètre UV- Visible.

L'estimation de la pollution organique, et, éventuellement, sa relation avec la DCO sont réalisées en mesurant l'absorbance à une longueur d'onde de 254 nm. Cette absorbance, selon la loi de Beer-Lambert, est proportionnelle à la concentration en molécules organiques pour des solutions diluées. À partir de ce principe, deux groupes de méthodes sont utilisables :

La mesure de l'absorbance à 254 nm, complétée, éventuellement, par une mesure dans le visible à 550 nm destinée à compenser l'absorption des MES.

Les méthodes multilongueurs d'onde qui nécessitent l'acquisition du spectre réalisé par un spectrophotomètre moderne.

Le premier type de méthode est le plus simple à mettre en œuvre et ne nécessite pas un appareillage coûteux.

L'absorbance à 254nm et ensuite reliée à la DCO par la relation précédente ou en faisant un étalonnage expérimental pour l'eau à analyser. Un très grand nombre d'échantillons prélevés dans des lacs, rivières et stations d'épuration des régions Rhone-Alpes et Provence

ont permis de proposer une échelle de qualité basée sur des absorbances à 210, 240, et 320 nm.

I.3.5. MES :

Au laboratoire, un spectrophotomètre UV-visible équipé d'une cuve en quartz est suffisant. On mesure l'absorbance à 254 nm et, éventuellement, celle à 550 nm que l'on soustrait à la première pour éliminer l'incidence des MES.

I.4. Essai de coagulation-floculation (Jar-Test) :

I.4.1. Préparation du coagulant :

Les réactifs chimiques utilisés dans cette étude sont le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3, 18H_2O$) et le chlorure d'aluminium ($AlCl_3, 6 H_2O$). Le choix de ces coagulants est justifié par leurs disponibilités aux niveaux laboratoire, et sont utilisation à grande échelle dans les stations de traitement des eaux. Nous avons utilisé ces réactifs comme coagulant pour tous les essais de coagulation-floculation. Une solution mère est périodiquement préparée par dissolution de 10 g/l de ce réactif dans de l'eau distillée. La figure 14 nous montre les étapes à suivre pour la préparation d'une solution.

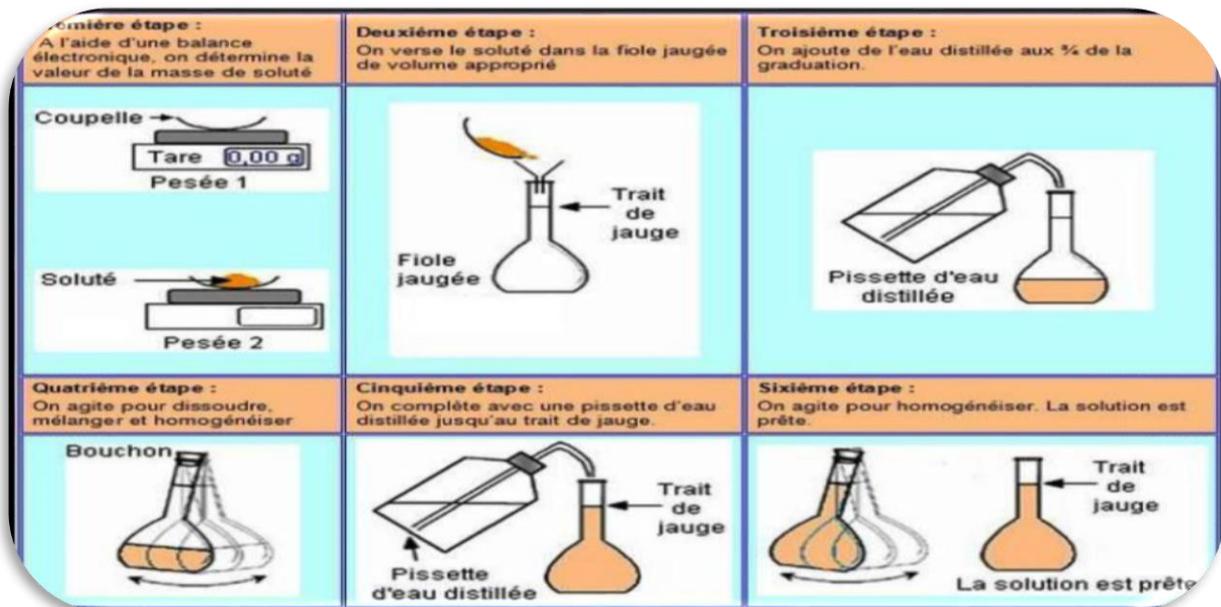


Figure 14 : Préparation d'une solution (SELKA MUSTAFA, 2013).

a) Préparation de sulfate d'aluminium :

On pose la capsule sur le plateau de la balance de précision. On trace la balance pour qu'elle affiche 0. Grace à la spatule, on place la masse souhaitée de sulfate d'aluminium 2,5g d'une pureté de 98% dans la capsule en s'aidant de la partie plus fine de cette spatule pour

terminer ou pour enlever du solide si on dépassé la masse voulue. Après on traverse le contenu de la capsule dans un bécher posé sur un agitateur magnétique et contenant un barreau aimanté ainsi que de l'eau distillée à raison de 50% à 70% du volume finale de la solution.

En suite on rince la capsule avec de l'eau distillée d'une pissette pendant que le barreau aimanté tourne. On verse le contenu du bécher dans une fiole jaugée de 250 ml munie d'un entonnoir.

En fin on complète avec une pissette d'eau distillée jusqu'au trait de jauge, on laisse reposer, on bouche et on pose une étiquette d'identification.

b) Préparation de chlorure d'aluminium :

A l'aide d'une balance électronique on détermine la valeur de coagulant (chlorure d'aluminium 2,5g, pureté 98%). On verse le soluté dans la fiole jaugée de volume de 250 ml. On ajoute de l'eau distillée au 2/1 de la graduation, la mixture est agitée pour dissoudre le chlorure d'aluminium avec un agitateur magnétique et pour l'homogénéiser la solution. On complète avec une pissette d'eau distillée jusqu'au trait de jauge. On laisse reposer, on pose une étiquette d'identification.

c) L'effet de la dose du coagulant :

Pour chaque béchers on a varié la dose du coagulant dans la gamme suivante : (0mg/l, 100mg/l, 250 mg/l, 350mg/l, 450mg/l, 550mg/l). Et le premier bécher la concentration du coagulant ($C_0 = 0$ mg/l).

Nous avons préparé une solution de 2,5 g du coagulant dans 250 ml de l'eau distillée.

On appliquant la formule : $C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2$

I.4.2. Préparation du floculant :

Les floculants que nous avons utilisés dans notre travail sont la bentonite et la chaux.

a) L'effet des adjuvants :

Après avoir déterminé la dose optimale du coagulant dans chaque cas on procède comme suit :

- C (coagulant) mg/l constante (la dose optimale).
- On a varié la dose de l'adjuvant de 0mg, 10mg, 25mg, 50mg, 70mg, 100mg (l'étape lente de floculation).

a) Avec bentonite.

b) Avec la chaux.

I.4.3. Description des essais de coagulation – floculation :

Les essais de **Jar-test** ont été réalisés sur un flocculateur à 6 agitateurs (flocculateur GLT4 6 POSTES) avec une vitesse de rotation individuelle entre 0 et 200 tr/min. cet appareil permet d'agiter simultanément le liquide contenu dans une série de béchers remplis chacun de 1000 ml d'eau.

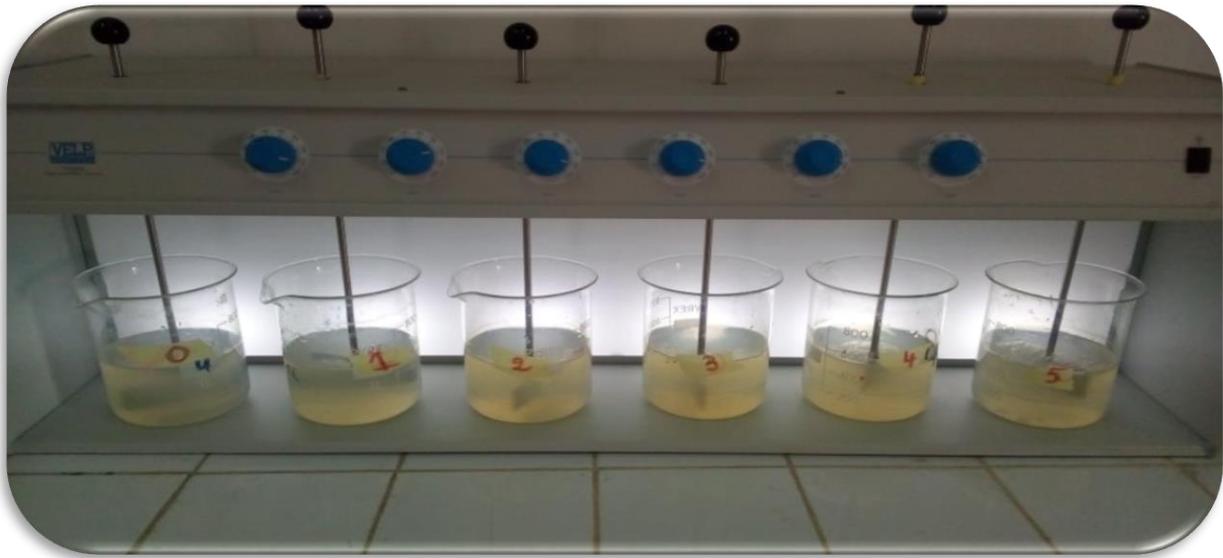


Photo 15 : Flocculateur (GLT4 6POSTES).

Au cours de notre étude, l'eau brute et le coagulant sont soumis pendant :

- ✓ 3min à une agitation rapide de **150** tr/min,
- ✓ La vitesse est par la suite réduite à **45** tr/min (vitesse de formation des flocons et leur taux de grossissement) pour une durée de **15**min (agitation lente),
- ✓ Après une décantation de **30min** (une phase durant laquelle le floc déstabilisé est entraîné vers le fond des béchers),
- ✓ Le surnageant est siphonné à l'aide d'une pipette pour éviter toute perturbation du floc formé,
- ✓ Déterminer les paramètres physico-chimiques.

I.4.4. Verreries :

- Pipette de 10ml
- Béchers de 100 ,500 et 1000 ml
- Erlenmeyer



Figure 15 : Pipettes utilisé (IKHLEF et GHERRAS., 2017).

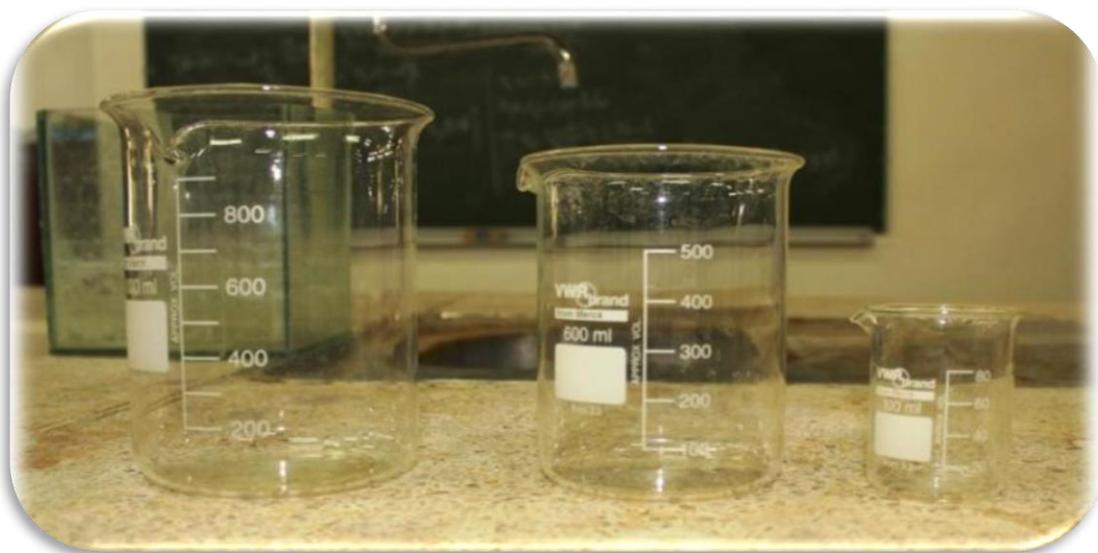


Figure 16 : Différents béchers utilisé (SELKA MUSTAFA, 2013).

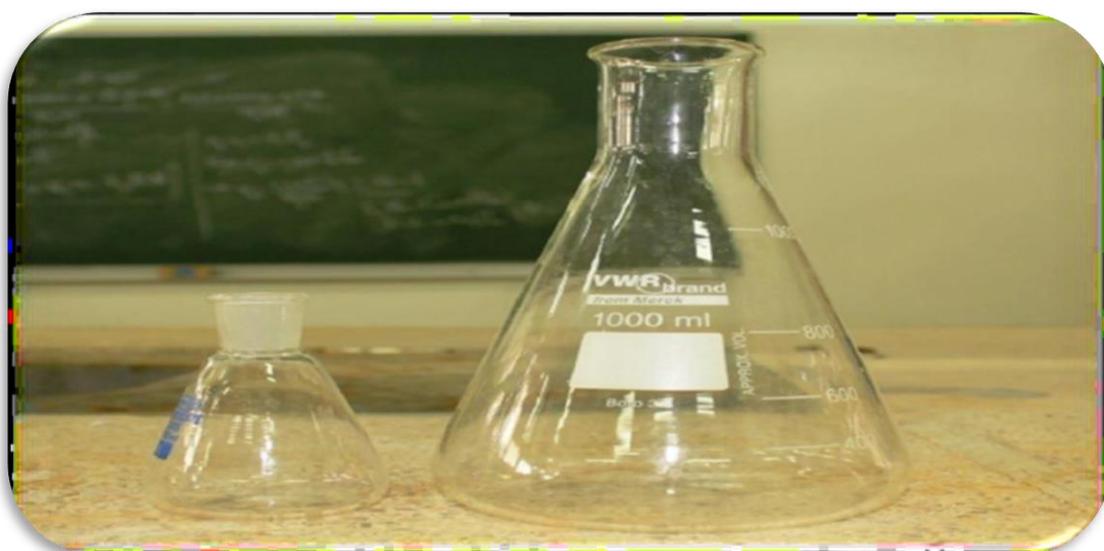


Figure 17 : Différents Erlenmeyers (SELKA MUSTAFA, 2013).



Figure 18 : Epprouvette (IKHLEF et GHERRAS., 2017).

D'autres matériaux :



Photo 16 : Balance.

I.5. Conclusion :

Dans ce chapitre, nous avons présenté les principales méthodes expérimentales et les étapes suivies au cours de l'étude en laboratoire. Nous avons décrit ainsi la préparation des réactifs et les différents procédés analytiques nécessaires à nos essais.

Nous avons également défini les conditions expérimentales pour la technique de Jar-test par laquelle nous avons réalisé, au cours des différentes étapes, nos manipulations de coagulation-floculation.



Chapitre II :
***L'effet des coagulants à base
d'aluminium sur l'épuration des eaux
usées***



II.1. Introduction :

La coagulation floculation est largement utilisée pour le traitement des eaux usées, car elle est efficace et simple à utiliser. Le principe de la technique est basé sur la déstabilisation des particules en suspension par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques afin de favoriser leur agglomération et de permettre leur décantation. Les coagulants les plus couramment employés sont les sels d'aluminium et de fer. Leur utilisation fait partie des procédés de purification des eaux depuis quelques décennies.

Le présent chapitre se propose de comparer l'efficacité entre deux coagulants communément utilisés dans le traitement des eaux usées. Il s'agit d'apprécier l'effet de divers paramètres réactionnels au cours de l'épuration des eaux usées par coagulation-floculation, en utilisant le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium comme coagulants. Différents paramètres réactionnels sont pris en compte tels que la dose de coagulant, le pH des solutions, la conductivité, l'oxydabilité, la DCO, MES et Abs UV-270.

II.2. L'effet de la dose du coagulant sur la variation des paramètres physiques étudiés :

L'essai de Jar-Test a été effectué sur une eau usée domestique, provenant d'un rejet d'égout Communal de la wilaya de Biskra, que nous avons floculées par le sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium avec des doses variant de 0 mg/l à 550 mg/l. (Essai de Jar-T est déjà présenté au chapitre I expérimental).

Après décantation, nous avons prélevé une certaine quantité d'eau tout en évitant une éventuelle remise en suspension du floc, et nous avons déterminé les divers paramètres les plus influencés par cette étape. Les résultats obtenus pour chaque paramètre et la variation de la dose optimum de sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium sont présentés comme suit.

II.2.1. Variation du pH :

Le suivi de la variation du pH durant l'ajout des volumes croissants du sulfate d'aluminium /chlorure d'aluminium à une série de béchers de 500 ml contenant les eaux usées à traiter est illustré sur la figure 19.

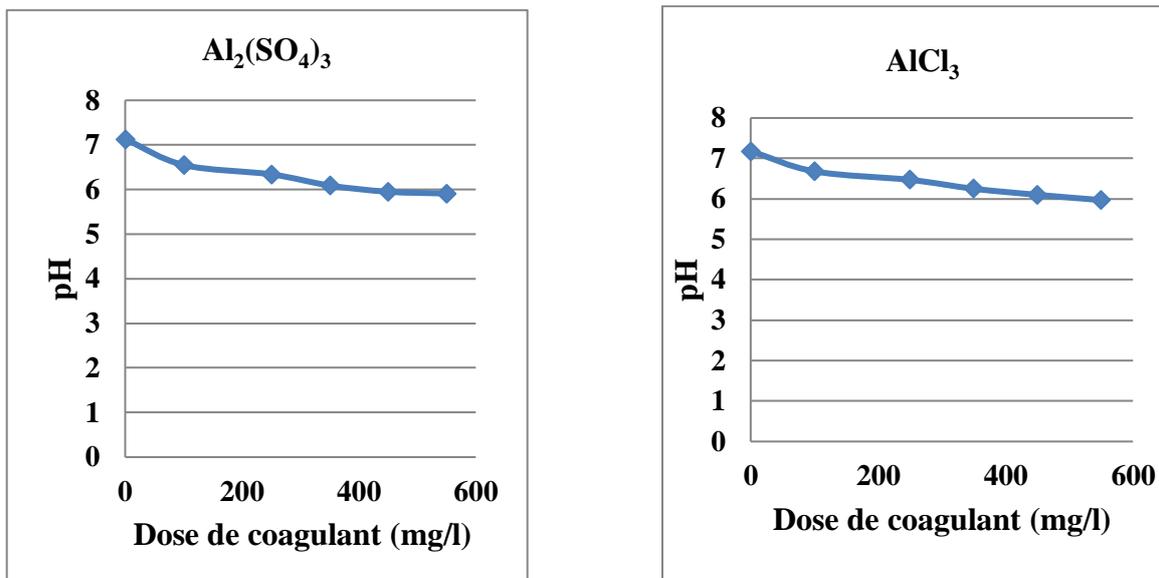
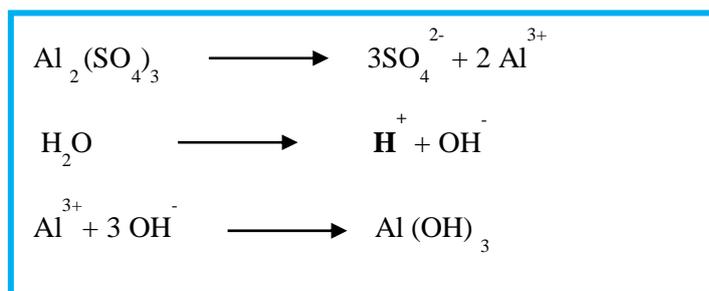


Figure 19 : Variation du pH en fonction des doses du Al₂(SO₄)₃, et AlCl₃.

Les résultats obtenus montrent que l'addition progressive du sulfate d'aluminium aux eaux usées a provoqué une baisse du pH de 7.13 à 5,91 pour le sulfate d'aluminium, et de 7.18 à 5.97 pour le chlorure d'aluminium.

De ce fait la diminution du pH lorsque la dose de sulfate d'aluminium augmente à cause de la réaction d'hydrolyse du coagulant qui libère des ions H⁺ dans l'eau selon la réaction suivante
 Chaque Al³⁺ réagit avec 3 OH⁻ provenant de l'eau elle-même selon les réactions.



II.2.2. Conductivité électrique :

A partir des résultats présentés sur la (figure 20), on remarque que la conductivité diminue avec l'augmentation de la concentration des deux coagulants (sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium).

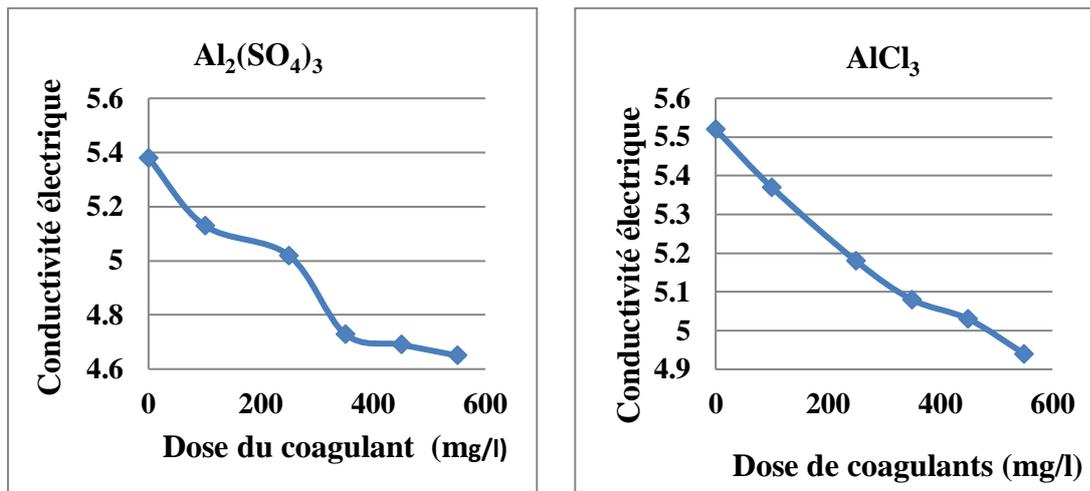


Figure 20 : Variation de la conductivité en fonction de la dose du Al₂(SO₄)₃, et AlCl₃.

II.2.3. Le taux de variation des paramètres physiques en fonction de la dose du coagulant :

Dans le but d'évaluer les pourcentages d'élimination des paramètres étudiés par coagulation-floculation et aussi de déterminer la dose optimale correspondante à chaque coagulant, nous avons tracé les courbes présentées sur les figures (21 et 22), dont les résultats sont présentés dans les tableaux (8 et 9).

a) Evolution des rendements d'élimination du pH :

Tableau 8 : Rendements d'élimination du pH en fonction de la dose du coagulant.

Les coagulants	pH	Dose du coagulant (mg/l)	0	100	250	350	450	550
Al ₂ (SO ₄) ₃	7.13	Rendements (%)	0	8,134	11,079	14,586	16,549	17,111
AlCl ₃	7.13	Rendements (%)	0	6,964	9,888	12,953	15,042	16,852

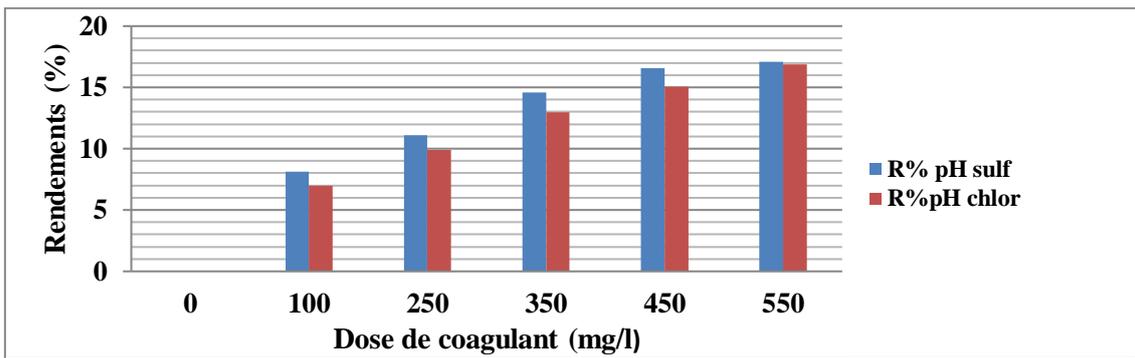


Figure 21 : Evolution des rendements d'élimination du pH en fonction de la dose de coagulant ($Al_2(SO_4)_3$, et $AlCl_3$).

b) Taux d'évaluation de la conductivité en fonction de la dose du coagulant :

Tableau 9 : Rendements d'élimination de la conductivité en fonction de la dose du coagulant.

Les coagulants	Cond	Dose du coagulant (mg/l)	0	100	250	350	450	550
$Al_2(SO_4)_3$	5,38	Rendements (%)	0	4,647	6,692	12,082	12,825	13,569
$AlCl_3$	5,38	Rendements (%)	0	2,718	6,159	7,971	8,877	10,507

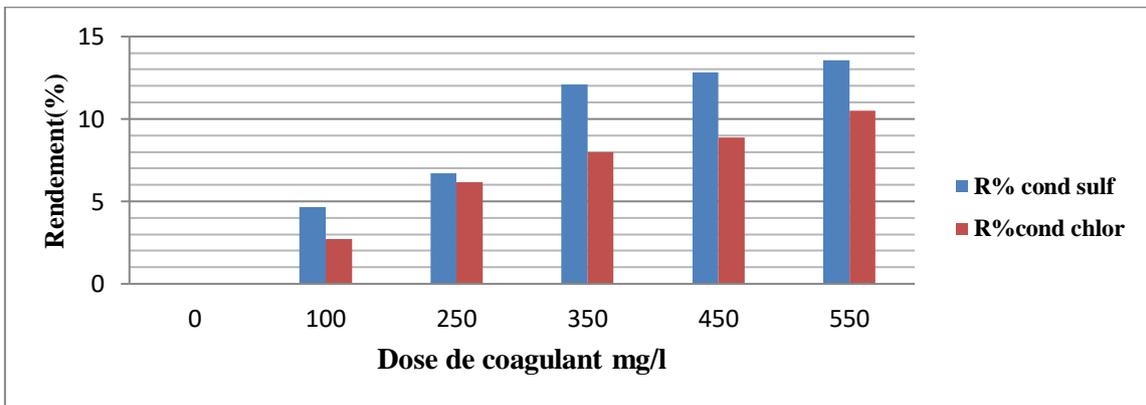


Figure 22 : Evolution des rendements d'élimination de la conductivité en fonction de la dose du coagulant ($Al_2(SO_4)_3$, et $AlCl_3$).

D'après les résultats obtenus, nous constatons que l'élimination des paramètres (pH et conductivité) diminue avec l'augmentation de la dose du coagulant.

II.3. Taux d'abattement de la charge polluante présente dans les eaux usées en fonction de la dose du coagulant :

Les tableaux (10 et 11) et les figures (23 et 24) montrent les résultats obtenus pour les paramètres (DCO, Oxydabilité en KMO_4 , MES et absorbance en UV 250 nm) et la variation de la dose optimum de sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium.

Tableau 10 : Effet de la dose du coagulant (sulfate d'aluminium) sur la variation des paramètres chimiques.

échant	0	1	2	3	4	5
Dose mg/l	0	100	250	350	450	550
Oxydabilité au KMNO_4 (mgO_2/l)	15,014	13,814	9,914	11,914	12,314	12,714
DCO (mg/l)	113,24	46,04	14,792	19,496	22,52	24,872
MES (mg/l)	0,293	0,157	0,122	0,126	0,13	0,137
Abs UV-270 nm	0,324	0,189	0,149	0,155	0,164	0,177

Tableau 11 : Effet de la dose du coagulant (chlorure d'aluminium) sur la variation des paramètres chimiques.

échant	0	1	2	3	4	5
Dose mg/l	0	100	250	350	450	550
Oxydabilité au KMNO_4 (mgO_2/l)	15,214	14,114	10,714	12,114	12,714	13,114
DCO (mg/l)	93,08	54,104	19,16	22,52	25,88	28,904
MES (mg/l)	0,362	0,27	0,187	0,206	0,205	0,213
Abs UV-270 nm	0,385	0,234	0,185	0,213	0,217	0,22

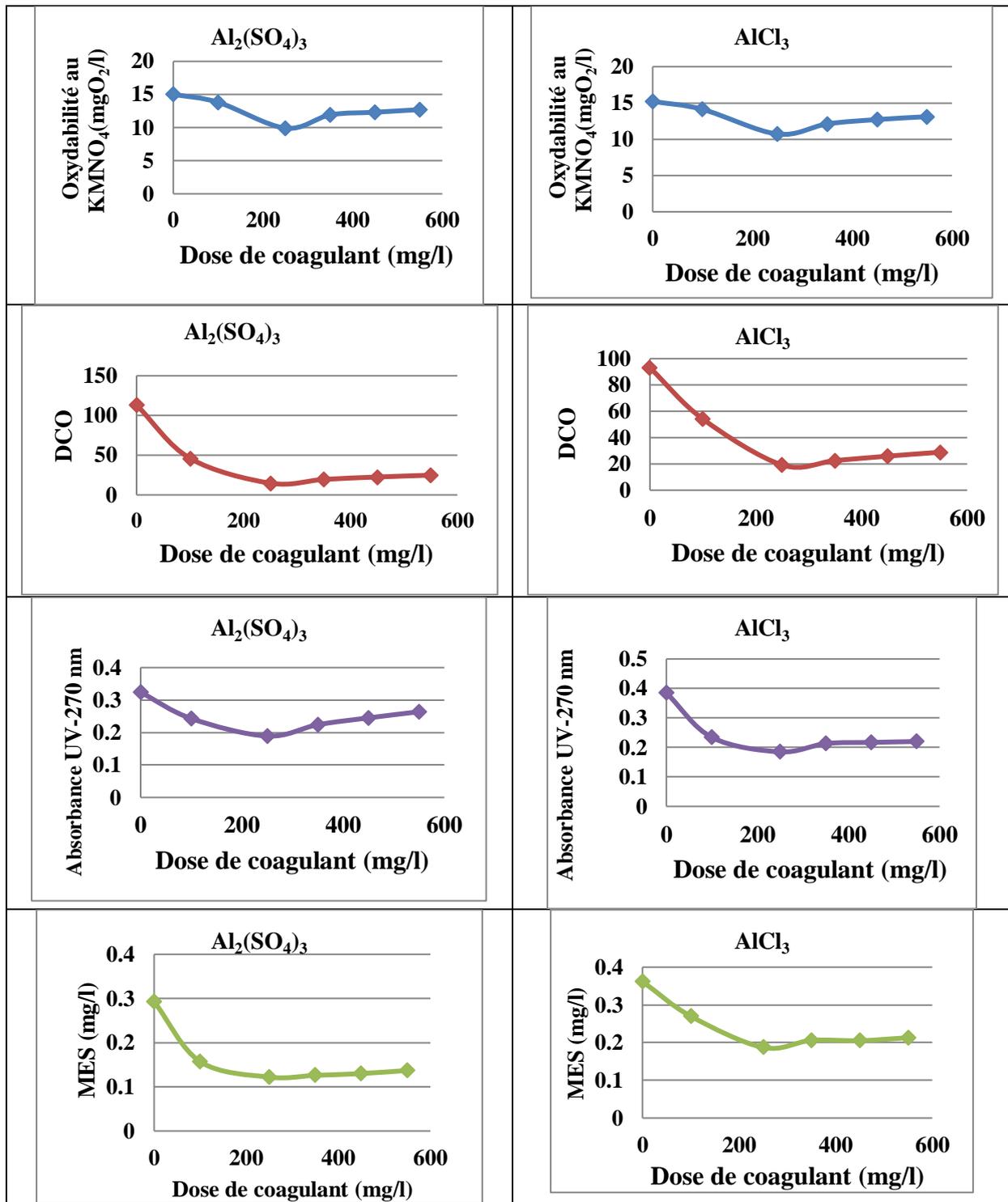


Figure 23 : Variation des paramètres en fonction de la concentration du coagulant (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium).

II.3.1. Cas de l'oxydabilité en $KMNO_4$:

A partir des résultats présentés sur la (figure 23), on remarque que La valeur initiale de l'oxydabilité dans l'eau prélevée est de 15 mg/l. L'addition progressive des doses de coagulant a entraîné une diminution dans cette valeur jusqu'à 9,9 mg/l, pour le sulfate d'aluminium et 10,7 mg/l pour le chlorure d'aluminium comme valeur minimale, pour une concentration de 250 mg/l de coagulant. Tandis que l'augmentation de la concentration pourrait être due à l'inversion de la charge des colloïdes qui devient positive lorsqu'on augmente la dose du coagulant, les particules seraient ainsi rentabilisées (**MOUNIA et al. 2008**).

II.3.2. Cas de la DCO :

La DCO est systématiquement utilisée pour caractériser un effluent. La valeur initiale de la DCO dans l'eau prélevée est de 113,24 mg/l. L'addition progressive des doses de coagulant a entraîné une diminution dans cette valeur jusqu'à 14,792 mg/l, pour le sulfate d'aluminium et 19,16 mg/l pour le chlorure d'aluminium comme valeur minimale, pour une concentration de 250 mg/l de coagulant, comme le montre la figure 23.

D'après la bibliographie (**FLETCHER et al. 2001**), (**LIND, 1994**) et (**CHOW W.M. 1992**). La DCO présente quasiment tout ce qui est susceptible de consommer de l'oxygène dans l'eau, par exemple les sels minéraux et les composés organiques, l'introduction des particules du coagulant qui piègent ces matières, fait diminuer par suite la demande en oxygène et à 250 mg/l de coagulant presque la totalité des colloïdes sont pigés ce qui explique la faible valeur de la DCO(14,792 mg/l), (19,16 mg/l).

Pour des concentrations en coagulant plus grandes que 250 mg/l, on a remarqué une faible augmentation de la DCO qui arrive à 24,872 mg/l pour 550 mg/l de coagulant pour le sulfate d'aluminium et 28,904mg/l pour le chlorure d'aluminium et cela est du à ce que la surdose des particules entraine une demande d'oxygène qui reste faible par rapport à celle des matières initiales. Cela nous confirme aussi que la dose optimale du coagulant se situe bien autour de 250 mg/l.

II.3.3. Cas de l'absorbance en UV- 270 nm et MES:

D'après les résultats obtenus et présentés sur la (figure 23), nous constatons que les concentrations des paramètres (MES et Abs 270 nm) diminue avec l'augmentation de la dose de coagulant.

II.3.4. Comparaison entre les deux coagulants :

Les résultats de la coagulation par les deux coagulants (Sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium) présentés sur la figure 24, ont montré que :

- Le rendement d'élimination de la DCO varie respectivement vers 86,93 % et 79,41% (figure II.6) le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium.
- Le taux d'élimination de l'oxydabilité est de l'ordre de 33.96% pour le sulfate d'aluminium alors qu'il se situ à 29.58% pour le chlorure d'aluminium.
- Alors que le pourcentage d'élimination des matières en suspensions pour les deux coagulants est respectivement 58.36% et 48.32% pour le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium.

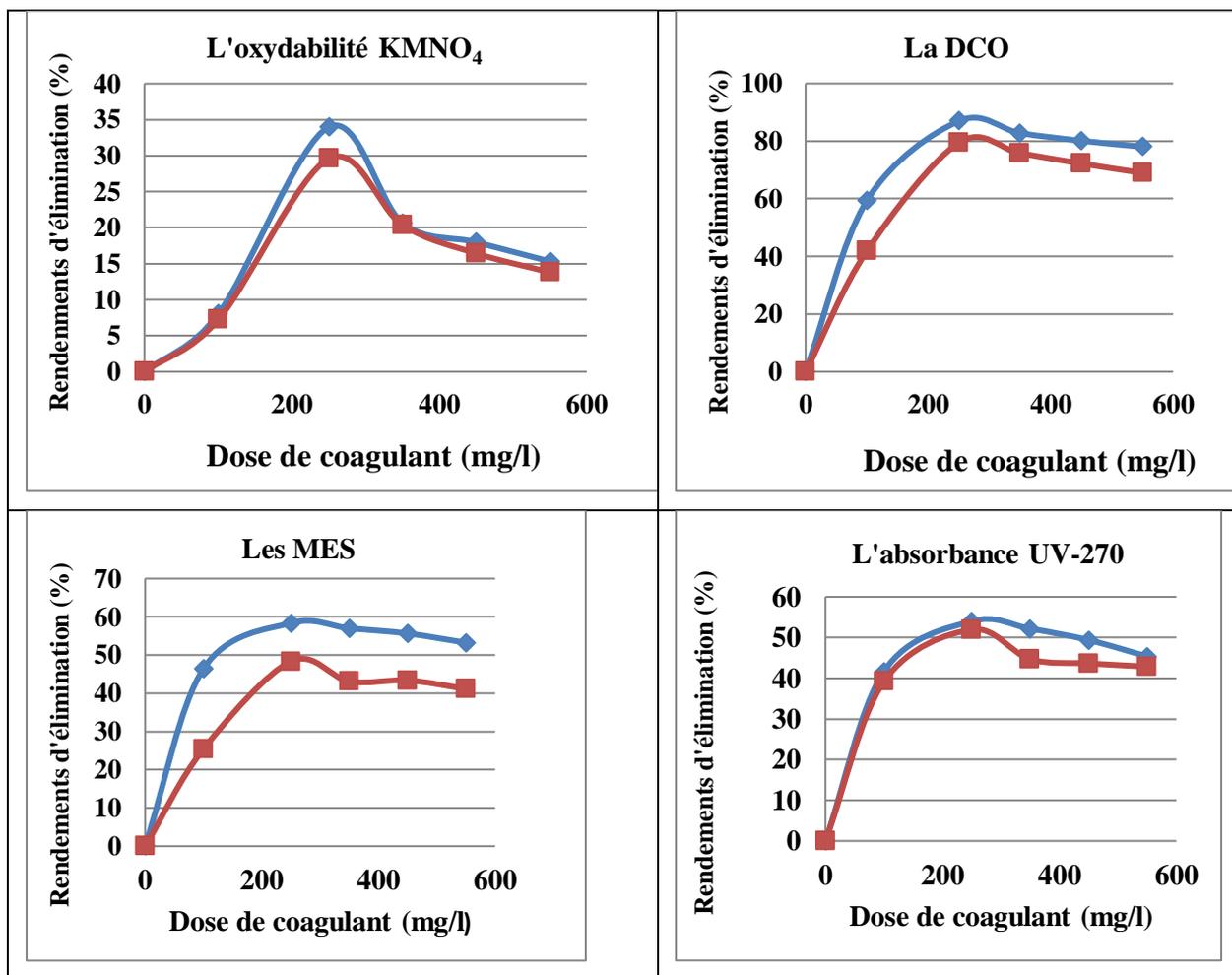


Figure 24 : Le taux d'abattement des paramètres de pollution en fonction de la dose de coagulant (Sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium).

D'après la bibliographie (MARAÑÓN et al. 2008), (AFNOR, 1999) et (Eaton et al. 1995), cela est dû à ce que les particules du coagulant déstabilisent les colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes.

On observe qu'au-delà de la concentration 250 mg/l, une diminution des rendements d'élimination des paramètres étudiés (DCO, Oxydabilité, MES et Abs en UV). Ceci est dû à la surdose en coagulant qui provoque la restabilisation des particules colloïdales ainsi la disponibilité de leurs sites diminue et empêche la formation des ponts interparticulaires.

Les essais réalisés aussi bien sur le sulfate d'aluminium que sur le chlorure d'aluminium ont montré l'efficacité du sulfate d'aluminium avec une meilleure élimination pour la majorité des paramètres testés.

II.4. Influence des adjuvants sur l'élimination des paramètres testés :

Pour une meilleure efficacité du procédé de coagulation-floculation, on utilise parfois des adjuvants de floculation qui sont des colloïdes de même charge que les particules à floculer, ajoutées pour en augmenter la concentration et le nombre de chocs entre les particules. Les plus utilisés sont la silice activée, le charbon actif, la bentonite et la chaux.

Nous avons testé au cours de notre étude deux types d'adjuvants selon le rôle que peut accomplir chacun d'eux. Il s'agit de la chaux et la bentonite. Le choix de la chaux et la bentonite pour un traitement complémentaire de ces effluents constitue une solution praticable vu son pouvoir épurateur et sa disponibilité.

Nos essais ont été effectués selon le protocole du Jar-test à dose constante de coagulant (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium) et à dose variables d'adjuvant. Pour étudier l'effet des adjuvants sur l'amélioration de la qualité des eaux usées par coagulation-floculation, nous avons coagulé à la dose optimale de coagulant déterminée au préalable, soit 250 mg/l dans des béchers de 0.5 litre contenant des doses croissantes des adjuvants variant de (0 à 100 mg).

II.4.1. Variation des paramètres en fonction de la bentonite et la chaux en présence de sulfate d'aluminium :

Les eaux usées sont floculées par des doses optimales constantes de sulfate d'aluminium préalablement déterminées. Les résultats des tableaux (12 et 13) montrent que la bentonite améliore l'élimination de tous les paramètres lorsque celles-ci sont dissoutes dans l'eau usée

en présence de sulfate d'aluminium par rapport à la chaux. Les effets de la bentonite apparaissent comme plus bénéfiques, celle-ci est introduite durant la phase d'agitation lente.

Tableau 12 : Variation des paramètres en fonction de la concentration de l'adjuvant (la bentonite) en présence de sulfate d'aluminium.

Echantillons	0	1	2	3	4	5
Dose de bentonite (mg)	0	10	25	50	70	100
pH	4,84	4,24	4,19	4,15	3,97	3,74
Conductivité (mS/cm)	3,92	3,78	3,51	3,42	3,36	3,14
Oxydabilité au KMNO ₄ (mgO ₂ /l)	11,114	6,714	4,514	5,614	5,914	6,814
DCO (mg/l)	20,504	2,696	0,344	1,352	1,688	2,36
MES (mg/l)	0,163	0,073	0,061	0,071	0,072	0,073
Abs UV-270 nm	0,265	0,118	0,1	0,112	0,113	0,114

Tableau 13 : Variation des paramètres en fonction de la concentration d'adjuvant (la chaux) en présence de sulfate d'aluminium.

Echantillons	0	1	2	3	4	5
Dose de la chaux (mg)	0	10	25	50	70	100
pH	4,97	4,47	4,34	4,29	4,15	4,03
Conductivité (mS/cm)	5,52	5,21	5,18	5,08	5,03	4,74
Oxydabilité au KMNO ₄ (mgO ₂ /l)	11,414	7,214	5,914	6,514	7,214	7,614
DCO (mg/l)	25,88	5,048	1,352	2,024	3,368	3,704
MES (mg/l)	0,165	0,075	0,067	0,071	0,074	0,075
Abs UV-270 nm	0,275	0,122	0,112	0,117	0,119	0,12

II.4.2. Le taux d'abattement des paramètres chimiques en présence de la bentonite et la chaux:

a) Cas de l'oxydabilité:

Tableau 14 : Pourcentages d'élimination de l'oxydabilité en présence des deux adjuvants (bentonite et la chaux).

Dose de l'adjuvant (mg)	0	25	50	70	100
R% d'élimination de l'oxydabilité (Al ₂ (SO ₄) ₃ +bentonite)	33.96	59,3830334	49,4858612	46,7866324	38,688946
R% d'élimination de l'oxydabilité (Al ₂ (SO ₄) ₃ +chaux)	33.96	48,1852315	42,9286608	36,795995	33,2916145

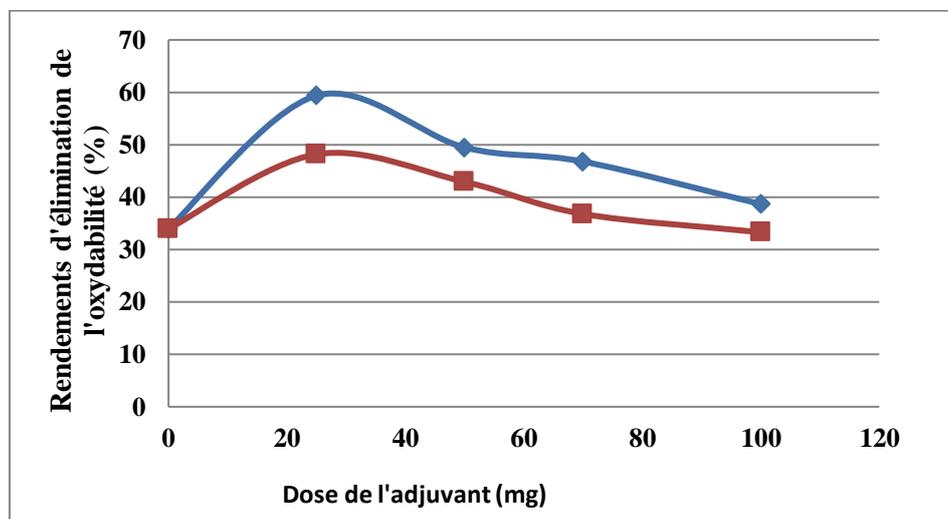


Figure 25 : Rendement d'élimination de l'oxydabilité au KMnO₄ en fonction des doses des deux adjuvants en présence de sulfate d'aluminium.

Les effets de la bentonite introduite après le coagulant sont assez comparables à ceux observés sur la chaux. Une amélioration de 10 à 20% est observée dans l'abattement de l'oxydabilité.

b) Cas de la DCO :

Tableau 15 : Rendements d'élimination de la DCO en présence des deux adjuvants.

Dose de l'adjuvant (mg)	0	25	50	70	100
R% d'élimination de la DCO (Al ₂ (SO ₄) ₃ +bentonite)	86.93	98,322	93,406	91,767	88,490
R% d'élimination de la DCO Al ₂ (SO ₄) ₃ +chaux	86.93	94,775	92,179	86,986	85,687

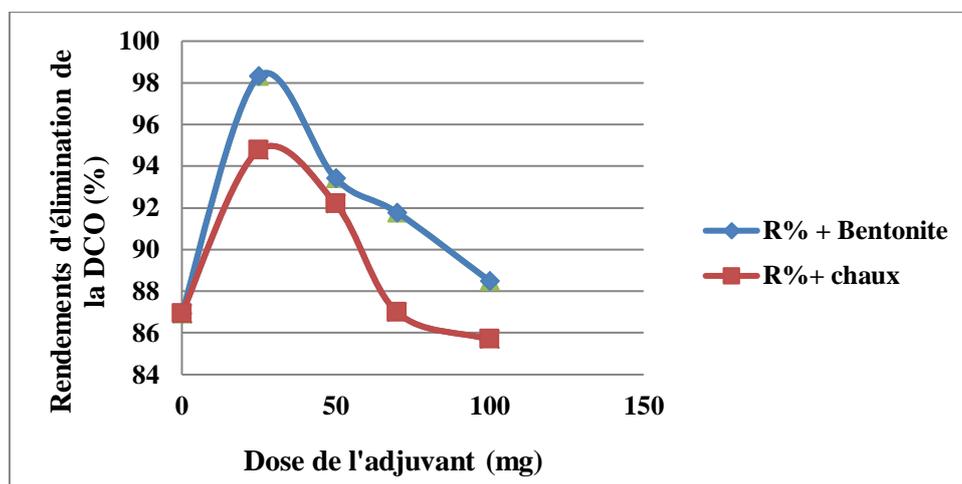


Figure 26 : Taux d'abattement de la DCO en présence des deux adjuvants.

L'objectif de cette phase d'étude est donc d'observer l'incidence d'un traitement combiné coagulation-floculation au sulfate d'aluminium sur bentonite et la chaux. Les essais de Jar-Test ont permis de déterminer les doses optimales de Coagulant (250mg/l). La bentonite/ la chaux a été introduite au cours de l'agitation lente, avec des doses variables allant de 0 mg à 100 mg. Les résultats obtenus sont présentés sur les tableaux (12), (13) les doses optimales des adjuvants (25mg). Les résultats des tableaux montrent que la bentonite améliore l'élimination des paramètres chimiques et physiques.

Pour une dose de 25 mg de bentonite le rendement d'élimination de la DCO s'améliore de 86.93% à 98.32% alors qu'il se situe à 94.77% en présence de la chaux.

L'amélioration du rendement peut s'expliquer par la possibilité d'adsorption de la matière organique aussi bien sur les floccs d'hydroxyde d'aluminium formés que sur les particules de bentonite.

II.4.3. Variation des paramètres en fonction de la bentonite et la chaux en présence de chlorure d'aluminium :

Tableau 16 : Variation des paramètres en fonction de la concentration de l'adjuvant (la bentonite) en présence de chlorure d'aluminium.

Dose de bentonite (mg)	0	10	25	50	70	100
pH	5,56	5,26	5,17	5,1	4,73	4,55
Conductivité (mS/cm)	4,79	4,37	4,35	4,3	4,23	4,08
Oxydabilité au KMNO ₄ (mgO ₂ /l)	11,214	7,414	6,214	6,614	6,914	7,114
DCO (mg/l)	47,384	7,064	4,712	5,72	6,728	7,064
MES (mg/l)	0,229	0,115	0,107	0,109	0,112	0,115
Abs UV-270 nm	0,289	0,134	0,125	0,129	0,132	0,134

Tableau 17 : Variation des paramètres en fonction de la concentration de l'adjuvant (la chaux) en présence de chlorure d'aluminium.

Dose de la chaux (mg)	0	10	25	50	70	100
pH	5,67	5,35	5,28	5,25	5,23	4,74
Conductivité (mS/cm)	4,87	4,54	4,49	4,44	4,41	4,3
Oxydabilité au KMNO ₄ (mgO ₂ /l)	11,714	8,214	7,514	7,714	7,914	8,114
DCO (mg/l)	53,768	10,76	8,072	8,744	9,416	10,424
MES (mg/l)	0,294	0,152	0,142	0,146	0,149	0,153
Abs UV-270 nm	0,295	0,138	0,134	0,136	0,137	0,138

II.4.4. Variation de l'oxydabilité en fonction de la bentonite et la chaux en présence des deux coagulants (sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium) :

Les résultats obtenus (Tableau 18) et réalisés aussi bien sur des eaux usées flocculées en présence (la bentonite + sulfate d'aluminium) que sur (chlorure d'aluminium+ bentonite) ont montré que la combinaison floculation-adsorption sur bentonite peut notablement améliorer les rendements d'élimination d'oxydabilité par rapport à ceux obtenus en présence de la chaux.

Tableau 18 : Etude comparative entre les deux coagulants en présence des deux adjuvants sur l'élimination de l'oxydabilité.

Dose d'adjuvant (mg)	0	25	50	70	100
Al ₂ SO ₄ +bentonite	33,96	59,38	49,48	46,78	38,68
Al ₂ SO ₄ +chaux	33,96	48,18	42,92	36,79	33,29
AlCl ₃ +Bentonite	29,58	39,59	56,23	49,48	38,68
AlCl ₃ +chaux	29,58	36,79	41,18	34,13	33,29

Dans le domaine des eaux potables, la bentonite est utilisée essentiellement comme adjuvant de floculation dans le but de recharger artificiellement une eau contenant trop peu de matières en suspension, ceci afin d'obtenir une meilleure décantation (DEGREMONT, 1989), (BEAUDRY, 1984).

Dans la plupart des études sur la floculation des argiles, il s'agit en fait de considérer les suspensions d'argile (kaolinite, bentonite,...) comme une représentation synthétique des particules colloïdales présentes dans les eaux de rivière, ceci afin de mieux comprendre les mécanismes mis en jeu autour de la coagulation.

II.6.Conclusion :

L'objectif de notre travail a été d'étudier les possibilités d'élimination des polluants présents dans les eaux usées par un procédé physico-chimique de coagulation et floculation. L'étude expérimentale que nous avons réalisée nous a permis de constater que la coagulation au sulfate d'aluminium aboutit à d'excellents rendements d'élimination des paramètres physico-chimique. Le meilleur résultat est obtenu par l'application du sulfate d'aluminium à une dose de 250 mg/l. L'utilisation des adjuvants la bentonite et la chaux pour l'amélioration de la coagulation floculation a montré que l'utilisation de la bentonite comme adjuvant a amélioré le procédé de coagulation floculation mieux que la chaux. Le sulfate d'aluminium a prouvé son efficacité dans le traitement des eaux usées du rejet d'égout Communal de la ville de Biskra par rapport au chlorure d'aluminium.



Conclusion

Conclusion générale :

L'objectif de notre étude est de traiter les eaux usées de rejet de la ville de Biskra par un traitement physico-chimique en procédant à une coagulation-floculation.

Dans ce travail nous avons étudié plus particulièrement l'élimination de la MO, la DCO, MES et Abs UV-270 qui représentent un problème principal sur l'environnement et par conséquent sur l'homme. Afin de cerner au mieux la problématique du thème choisi, l'élaboration d'une synthèse bibliographique a été nécessaire.

La première partie du mémoire a donc consisté en un état des connaissances sur les généralités sur les eaux usées et les procédés de leur traitement en particulier le procédé de coagulation floculation.

Notre travail a été consacré à la présentation des résultats des essais expérimentaux que nous avons réalisés dans le cadre de cette étude. Structurés en plusieurs chapitres, cette étude expérimentale a permis la description détaillée des réactifs utilisés ainsi que des protocoles expérimentaux suivis en cours des essais.

Les essais de coagulation-floculation des solutions préparées au laboratoire du Département d'Hydraulique à l'Université de Biskra, sur Jar-Test.

A partir des résultats et discussions présentés, nous avons pu conclure que :

- La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. La concentration optimale du coagulant (sulfate d'aluminium) qui donne la meilleure élimination des MO, MES, la DCO et Abs UV-270 dans le cas de l'effluent traité, est 250 mg/l. Une surdose du coagulant produit inévitablement une déstabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de changer la charge de surface.
- Le pH final est l'un des paramètres les plus importants qu'il faut noter, du fait qu'il joue un rôle déterminant dans la coagulation, la valeur optimum du pH qui donne une bonne qualité d'eau traitée est 7,60, la valeur du pH décroît avec la diminution de la température.
- Les résultats de la coagulation par les deux coagulants (Sulfate d'aluminium et chlorure d'aluminium) présentés sur la figure 24, ont montré que :
 - Le rendement d'élimination de la DCO varie respectivement vers 86,93 % et 79,41% pour le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium.

➤ Le taux d'élimination de l'oxydabilité est de l'ordre de 33.96% pour le sulfate d'aluminium alors qu'il se situe à 29.58% pour le chlorure d'aluminium.

➤ Alors que le pourcentage d'élimination des matières en suspensions pour les deux coagulants est respectivement 58.36% et 48.32% pour le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium.

- Les effets de la bentonite introduite après le coagulant sont assez comparables à ceux observés sur la chaux. Une amélioration de 10 à 20% est observée dans l'abattement de tous les paramètres.

D'après les résultats expérimentaux et l'analyse des articles spécialisés, le traitement par coagulation –floculation au sulfate d'aluminium est plus efficace que celui avec du chlorure d'aluminium.

Après traitement des eaux usées de rejets de la ville de Biskra, on peut dire que le traitement par coagulation-floculation est très efficace, ces eaux (eaux usées domestiques), peuvent être utilisées dans l'industrie, comme une eau de refroidissement ou bien une eau de chaudière. En outre, c'est un processus de dépollution qui participe à protéger notre environnement.



Références bibliographiques

- **ACHAK M., OUAZZANI N., YAACOUBI A., MANDI L., 2008.** Caractérisation des margines issues d'une huilerie moderne et essais de leur traitement par coagulation-floculation par la chaux et le sulfate d'aluminium, *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 21, n° 1, p. 53-67.
- **ADAMCZYK Z., 2003.** Particle adsorption and deposition, role of electrostatic interactions, *Advances in Colloid and Interface Science*.
- **AFNOR., 1999.** Techniques, la qualité de l'eau.
- **AHMED AMMAR Y., et BENHADDOU M., 2010.** Etude expérimentale de la coagulation floculation par le sulfate d'aluminium des matières en suspension. Mémoire d'ingénieur d'état en hydrogéologie ; faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et de l'univers. Département des sciences de la terre et de l'univers. Université Abou Bekr Belkaid. Tlemcen.
- **AMIR S., 2005.** Contribution à la valorisation des boues de stations d'épuration par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost. Th. Doc., Ins. Nati. poly de Toulouse. 341p.
- **ANONYME., 2006.** Journal Officiel de la République Algérienne.
- **ANONYME., a.** <http://hmf.enseeiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/1217>
- **ANONYME., b.** <http://slideplayer.fr/slide/1137648/>
- **ANONYME., c.** Bultin technique du pilote de coagulation floculation et décantation (TE 600).
- **ANONYME.,** <http://tpe-jouaud-protain-ribac.e-monsite.com/pages/i-1-assaiissement-de-l-eau.html>.
- **ASANO T., (1998).** Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, 1475p.
- **BACHIM., et ABDELLIR., 2005.** L'influence des paramètres physiques et chimiques sur la coagulation-floculation et décantation, Mémoire pour l'obtention du diplôme DEUA en Hydraulique, Département d'Hydraulique, Faculté des sciences de l'Ingénieur, Université AbouBekrBelkaid, Tlemcen.
- **BAUMONT S., CAMARD J-P., LEFRANC A., FRANCONIE A., 2004.** Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 220p.
- **BEAUDRY J-I., 1984.** Traitement des eaux, Ed. Le Griffon d'argile INC, Canada

- **BELMESSAI S., 2018.** Qualité des eaux usées brutes et épurées de laSTEP Said Otba (Ouargla), mémoire de master, Faculté des Sciences et de la Technologie Département de Génie Civil et d'Hydraulique, Université Mohamed Khider de Biskra.
- **BENDIAF R., 2018.** Evaluation de la qualité des eaux usées brutes et épurées de la STEP d'Ain Sfiha (Sétif), mémoire de master, Faculté des Sciences et de la Technologie Département de Génie Civil et d'Hydraulique, Université Mohamed Khider de Biskra.
- **BENDJAMA A., 1981.** « étude de la bentonite algérienne, application a la décoloration des huiles » thèse de magister ENP ALGER.
- **BESRA L., SENGUPTA K., ROY S-K., and AY-P., 2002.** Polymer adsorption: its correlation with flocculation and dewatering of kaolin suspension in the presence and absence of surfactants, International Journal of Mineral Processing.
- **BESSEDIK M., 2014.** Charge de cours Technologie de traitement des eaux.
- **BOUCHENAK K., et RACHA M., 2015.** Comparaison qualitative entre filtration sur sable et filtration sur charbon actif 'application aux eaux usées épurées de la STEP deAin El Houtz', Mémoire de master, d'état Hydraulique, Université de Tlemcen.
- **BOUMEDIENE A., 2013.** Bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées: cas de la STEP AIN EL HOUTZ. Mémoire de master en hydraulique, Université Abou-BakrBelkaid de Tlemcen
- **BOURSALI I., 2011.** Etude expérimentale de la coagulation floculation par le sulfate ferrique et le chlorure ferrique des matière en suspension. Mémoire d'ingénieur d'états en géologie ; Département des sciences de la terre et de l'univers. Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et de l'univers ; Université AbouBekrBelkaid, Tlemcen.
- **CARDOT C., 1999.** « les traitements de l'eau», Procèdes physico-chimiques et biologique -cours et problèmes résolus – Edition Marketing.S.A.
- **CAUCHI., 1996.** La réutilisation des eaux usées après épuration, techniques, sciences et méthodes, 2 : 81-118.
- **CHAIB A., 2004.** Bioépuration par lagunage naturel. Bulletin du Centre de Développement des Énergies Renouvelables (CDER), N°5 Juin 2004, pp21.
- **CHEICK T., 2007.** Guide de contrôle et suivi de la qualité des eaux usées, protocole de détermination des paramètres physico chimiques et bactériologiques, CREPA.

- **CHELLE F., DELLALE M., DEWACHTER M., MAPAKOU F., VERMEY L., 2005.** L'épuration des eaux: pourquoi et comment épurer Office international de l'eau, 15p.
- **CHERIF L., 2012.** l'influence de la coagulation-floculation et décantation sur le prétraitement des eaux saumâtres, mémoire de master, d'état Hydraulique, Université de Tlemcen.
- **CHOW W.M., 1992.** Behaviour of aluminium and its ecological significance in natural waters, Water Supply, 1-10.
- **COLIN L., 2008.** Evaluation d'un procédé de coagulation-floculation au chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les effluents piscicoles. Université du Québec ; Ecole de technologie supérieure.
- **DAHOU A., et BREK A., 2013.** Lagunage aere en zone aride performance epuratoires cas de (region d'ouargla) , mémoire de master , Département des sciences et technologie , Université d'Ouargla.
- **DEGREMONT., 1978.** Mémento technique de l'eau : 8ème édition. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 1200p.
- **DEGREMONT., 1989.** Mémento technique de l'eau, Technique et documentation, tome 1, P : 5, 24,25.
- **DEGREMONT., 2005.** Mémento technique de l'eau. Tome 1. 10 ème Ed
- **DEGREMONT., 2005.** Mémento technique de l'eau. Tome 1. 10 ème Ed .466p.
- **DEKHIL S., et ZAIBET M., 2012.** Traitement des eaux usées urbaines par boues activées au niveau de la ville de Bordj Bou Arreridj effectué par la station d'épuration des eaux usées ONA, mémoire de master, Faculté des Sciences et de la Technologie Département : Génie de l'environnement, Université Mohamed El Bachir Elibrahimi -Bordj Bou Arreridj.
- **DESJARDINS C., 1999.** Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (actiflo) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test. Mémoire pour l'obtention du diplôme de maitrisées sciences appliquées, édition Ecole polytechnique de Montréal, Canada.
- **DESJARDINS R., 1997.** Traitement des eaux ; Edition de l'école polytechnique de Montréal, 2ème édition revue et améliorée.
- **DHAOUADI H., 2013.** Traitement des eaux usées urbaines, les procédés biologiques d'épuration. Thèse de doctorat. Université Virtuelle de Tunis, 34 p

- **Eaton AD., Clescen LS., Greenberg editors AE., 1995.** Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA, 19th ed. Washington: APM, setts. Report No 331.
- **EZZIANES S., 2007.** traitement des eaux de rejets de l'unité CERAMIT <<TENES>>, Mémoire de Magister, Département de génie des procédés. Faculté des sciences et sciences de l'ingénieur ; Université Hassiba Ben Bouali, Chlef. <http://www.ing-dz.com>.
- **FABY J., et BRISSAUD F., 1997.** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office
- **FAO., 2003.** L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. FAO Irrigation and Drainage paper, 65p.
- **FLETCHER I., ADGAR A., COX C.S., BOEHME T.J., 2001.** Neural Network applications in the water industry. London, UK,
- **GAÏD A., 2008.** Traitement des eaux résiduaires, Techniques de l'Ingénieur l'expertise technique et scientifique de référence.
- **GROSCLAUDE G., 1999.** L'eau usage et polluant, Tome II. 4ème Edition : INRA paris
- **HATEM D., 2008.** Traitement des eaux usées urbaines ,les procédés biologiques d'épuration, Université Virtuelle de Tunis.
- **IKHLEF R., et GHERRAS H., 2017.** Amélioration de la qualité de l'eau rejetée de la soitex de sebdou Mémoire d'ingénieur d'états en géologie. Faculté de technologie ; Université AbouBekrBelkaid, Telemcen.
- **KETTAB A., 1992.** traitement des eaux (les eaux potable) ; Office des publications universitaires (OPU), Alger.
- **KHERIFI W., 2009.** « Etude de la cinétique de sédimentation des matières en suspension dans le calcul des décanteurs » Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Hydraulique Université de Annaba.
- **KOLLER E., 2004.** Traitement des pollutions industrielles : eau, air, déchets, sols, boues. Des boues d'épuration des Eaux urbaines – cas de la station d'Office Nationale
- **LAKHDARI B., 2011.** Effet de la coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz. mémoire de magister en chimie inorganique et environnement;Département de chimie ; faculté des sciences, université AbouBekerBelkaid, Telemce.
- **LEFEBVRE E., 1990.** Coagulation des substances humique aquatique par le fer ferrique en milieu aqueux. Effet de la peroxydation, Thèse de Doctorat, université de Potiers.

- **LIND C., 1994.** Coagulation Control and Optimization: Part 2, Public Works, Nov.
- **MARAÑÓN E., CASTRILLON L., FERNANDEZ-NAVA Y., FERNANDEZ-MENDEZ A., 2008.** Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant, *J. Hazardous Mater.*, Vol 156, no 1-3, 538-544.
- **MARTIN G., 1979.** Le problème de l'azote dans les eaux. Ed technique et documentation, Paris, 279p.
- **MEKHALIF F., 2009.** Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Mémoire de magister en chimie, Université de skikda.
- **MIMECHE L., 2014.** Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride-Application à la région de Biskra ,Thèse de Doctorat , d'état Hydraulique, Université Mohamed Khider – Biskra.
- **MOTTOT Y., 2000.** Coagulants et floculants, Texte de la 2792 conférences de l'Université de tous les savoirs.
- **RAHOU K., 2014.** Evaluation des performances des aérateurs de surface de la STEP d'ELkermaORAN , mémoire de master ,faculté de chimie , Université d'Oran .
- **REJSEK F., 2002.** Analyse des eaux; aspect réglementaire et techniques, Tome I. Edition Scérén CRDP Aquitaine, Bordeaux. 71, 144p
- **RODART T., 1989.** « Modélisation statistique d'une usine de traitement de l'eau potable ». Rencontres Internationales Eau et Technologies Avancées. Montpellier
- **RODIER J., 1996.** « L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer ». 8ème édition. DUNOD. PARIS.
- **RODIER J., 2005.** L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer, 8ème Edition DUNOD technique, Paris, pp 1008-1043.
- **RODIER J., BAZIN C., BROUTIN J.P., 2005; CHAMBON P., CHAMPSAUR H., et RODI L., 2005.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Ed Dunod, Paris.
- **RODRIGUEZ C., et GRACIA A., 2004.** Étude de la congélation comme technique de traitement des eaux: applications spécifiques. Thèse de doctorat. L'institut national des sciences appliquées de Toulouse. Université de Toulouse. France.
- **SEGHIRI R., 1996.** Elimination des substances humiques extraites de l'eau de la retenue de Hammam-ghrouz par coagulation-flocculation avec le fer ferrique et les sels d'aluminium, Thèse de Magister, université de constantine.

- **SELKA MUSTAFA K., 2013.** « L'influence des particules argileuses sur la coagulation-floculation », Mémoire de Master en Hydraulique Université de Tlemcen.
- **THEBAULT P., 1978.** Elimination des matières organique et des micropolluants contenus dans les eaux de surface : Rôle et efficacité des coagulants, Thèse de docteur-ingénieur.
- **U.N.E.S.C.O., 2008.** Traitement des eaux usées par lagunage fiche technique. Organisation des Nation Unies pour l'Education, la Science et la Culture, Bureau Multipays pour le Maghreb. 8p.
- **XANTHOULIS D., 1993.** Valorisation agronomique des eaux usées des industries agroalimentaires.
- **ZEGHOUD M., 2014.** Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de méghibra , mémoire de master , Département des sciences et technologie ; Université D'EL –OUED.

Résumé

La croissance démographique qui ne cesse d'augmenter de la ville de Biskra engendre un volume de plus en plus important des eaux usées. Ces eaux sont rejetées directement dans la nature sans aucun traitement au préalable. Afin de préserver la qualité de ces milieux récepteurs, la recherche d'une méthode adéquate du traitement de ces eaux usées s'avère nécessaire.

L'objectif de ce travail consiste au traitement physico-chimique des eaux usées par coagulation floculation en utilisant le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium comme coagulant chimique, la bentonite et la chaux comme adjuvants. Cette méthode s'inscrit parmi les techniques de traitement appropriées pour réduire la pollution des eaux. Ainsi, de nombreux essais de Jar- test ont été effectués afin de déterminer les conditions optimales qui permettent de réduire les MES, MO, DCO et Abs UV-270.

Les résultats obtenus montrent que les coagulants utilisés donnent des rendements d'élimination importants. Le rendement d'élimination de la DCO varie respectivement de 86,93 % à 79,41% pour le sulfate d'aluminium et le chlorure d'aluminium. Les effets de la bentonite introduite comme adjuvant sont assez comparables à ceux observés sur la chaux. Une amélioration est observée dans l'abatement de tous les paramètres.

Mots clés : Eau usée, coagulation-floculation, Jar-Test, coagulants, adjuvants.

ملخص

النمو السكاني المتزايد في مدينة بسكرة يؤدي إلى زيادة حجم مياه الصرف الصحي. يتم إطلاق هذه المياه مباشرة في البرية دون أي علاج مسبق. من أجل الحفاظ على جودة البيئات المستقبلية هذه، من الضروري البحث عن طريقة مناسبة لمعالجة هذه المياه. الهدف من هذا العمل هو المعالجة الفيزيائية والكيميائية لمياه الصرف الصحي عن طريق التخثر - التلبد باستخدام كبريتات الألومنيوم وكلوريد الألومنيوم كمادة تخثر كيميائية، والبنتونيت والجير كمواد مساعدة. هذه الطريقة هي واحدة من أساليب العلاج المناسبة للحد من تلوث المياه. وبالتالي، تم إجراء العديد من الاختبارات من أجل تحديد الظروف المثلى التي تجعل من الممكن تقليل المواد العالقة، المواد العضوية، DCO والأشعة فوق البنفسجية عند 270.

النتائج المتحصل عليها توضح أن المخثرات المستخدمة تعطي كفاءة إزالة مهمة، تتراوح كفاءة إزالة DCO من 86.93% إلى 79.41% على التوالي لكبريتات الألومنيوم وكلوريد الألومنيوم. آثار البنتونيت المقدمة كعامل مساعد قابلة للمقارنة تماما مع تلك الملاحظة على الجير. لوحظ تحسن في الحد من جميع العوامل.

الكلمات المفتاحية: مياه الصرف الصحي، التخثر - التلبد، اختبار Jar، التخثر، المواد المساعدة.