



Université Mohamed Khider de Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie Civil et d'Hydraulique

MÉMOIRE DE MASTER

Sciences et Technologies
Hydraulique
Hydraulique Urbaine

Réf. : Entrez la référence du document

Présenté et soutenu par :
Dridi Latifa

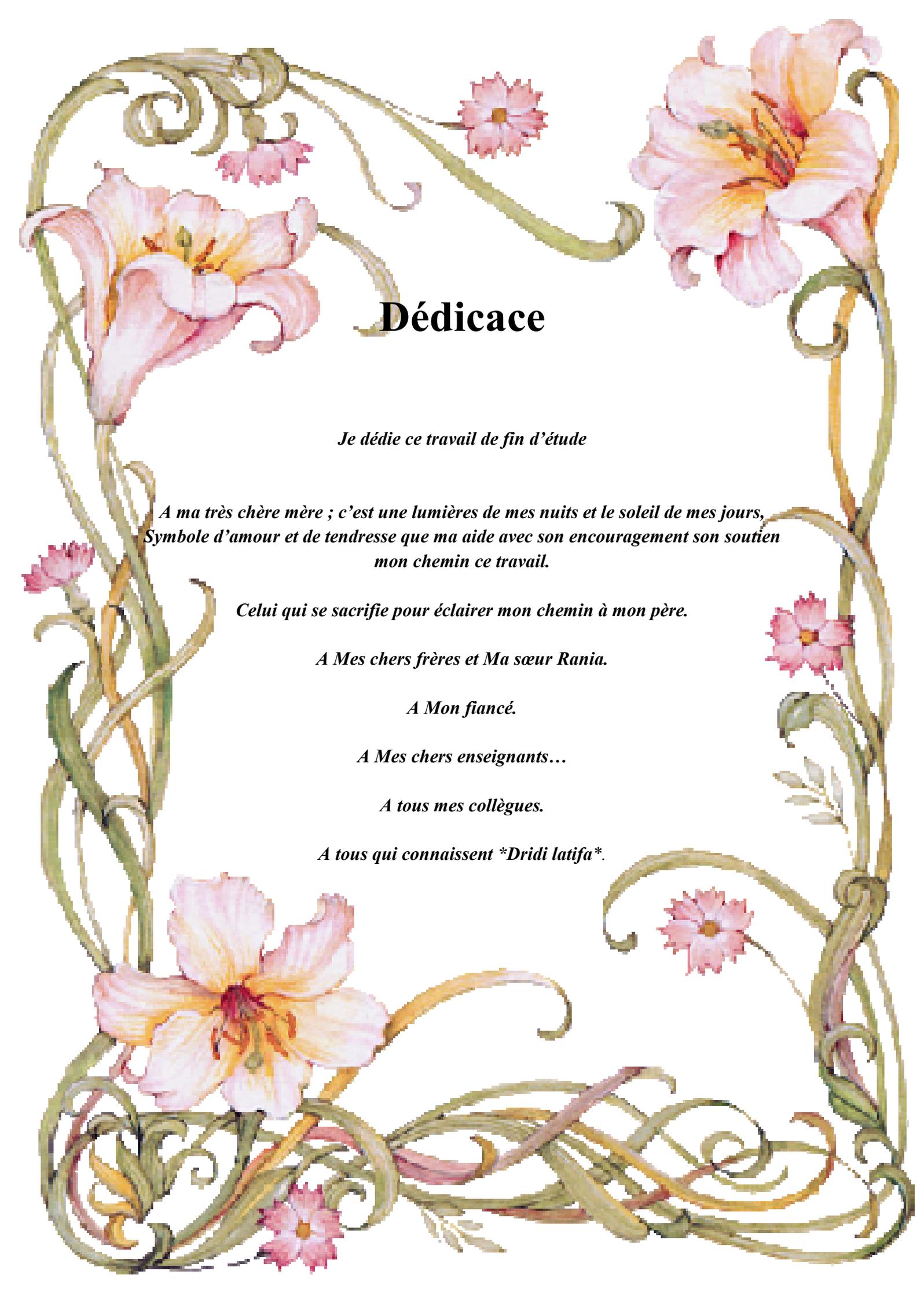
Le : samedi 23 juin 2018

Elimination de la pollution organique des eaux de barrage Koudiet El Meddaour par coagulation floculation au sulfate d'aluminium

Jury :

Mme. Ounoki Samira	MCA	Université de Biskra	Président
Mme. Youcef Leila	Pr	Université de Biskra	Examineur
Mlle. Guergazi Saadia	Pr	Université de Biskra	Rapporteur

Année universitaire : 2017 - 2018



Dédicace

Je dédie ce travail de fin d'étude

*A ma très chère mère ; c'est une lumière de mes nuits et le soleil de mes jours,
Symbole d'amour et de tendresse que ma aide avec son encouragement son soutien
mon chemin ce travail.*

Celui qui se sacrifie pour éclairer mon chemin à mon père.

A Mes chers frères et Ma sœur Rania.

A Mon fiancé.

A Mes chers enseignants...

A tous mes collègues.

*A tous qui connaissent *Dridi latifa*.*

Remerciement

Je tiens à adresser mon profond remerciement à mademoiselle Professeur ***Guergazi Saadia***, pour m'avoir encadré pendant la durée de ce mémoire, pour sa grande disponibilité, malgré son emploi du temps très chargé, pour la confiance qu'elle m'a accordée et de l'autonomie dont j'ai disposé pour accomplir mes travaux.

Au président et aux membres de jury, je tiens à leur exprimer ma profonde reconnaissance pour l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant d'évaluer mon travail.

J'exprime également ma gratitude à mes professeurs et mes enseignants qui ont collaboré à ma formation depuis mon premier cycle d'étude jusqu'à la fin de mon cycle universitaire.

Sans omettre bien sûr de remercier profondément tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation du présent travail.

Tous mes remerciements vont également aux personnes qui ont m'aider dans la réalisation de ce mémoire de près ou de loin.

DRIDI Latifa

Sommaire

Introduction générale	1
------------------------------	----------

Partie I : Partie bibliographique

Chapitre I : Pollution des eaux de surface et les différents procédés de traitement

I.1. Introduction :	3
I.2. Eaux de surface	3
I.3. Pollution des eaux de surface	3
I.3.1. Différents types de pollution	4
I.3.1.1. Pollution domestique	4
I.3.1.2. Pollution agricole	4
I.3.1.3. Pollution industrielle	4
I.3.2. Autres polluants chimiques	5
I.3.2.1. Nitrates	5
I.3.2.2. Phosphates	6
I.3.2.3. Sulfates et chlorures	6
I.3.2.4. Produits pharmaceutiques	6
I.3.2.5. Matière organique de type humique	7
I.4. Traitement des eaux de surface	13
I.4.1. Prétraitement	14
I.4.1.1. Dégrillage et le tamisage	14
I.4.1. 2. Préoxydation	14
I.4.2. Clarification	14
I.4.2.1. Coagulation / Flocculation	14
I.4.2.2. Décantation ou Flottation	15
I.4.2.3. Filtration	15
I.4. 3. Affinage	16
I.4.4. Désinfection	16
I.5. Conclusion	16

Chapitre II : Théorie de la coagulation-Floculation

II.1.Introduction	18
II.2. Généralités sur le procédé de la coagulation – floculation	18
II.2. 1. Coagulation	18
II.2.2.Floculation	18
II.2.3.Coagulants Utilisés	19
II 3.Théorie de la double couche	20
II.4. Facteur influençant le procédé de la coagulation-floculation	23
II.4.2. 1. Influence du PH	23
II.4.2. Influence de la température	24
II. 4.3.Influence du coagulant	24
II.4.4.L'influence de la dose de coagulant	24
II.4.5.L'influence de la turbidité	24
II.4. 6. Influence du vitesses et temps d'agitation	25
III.5.Travaux de l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation	26
II.6.Conclusion	27

Partie II : Partie expérimentale

Chapitre I : Procédure expérimentale

I.1.Introduction	28
I.2.Prélèvement des eaux de barrage	28
I.2.1.Localisation est accès	28
I.2.2. Prélèvements d'échantillons	29
I.2.3. Mode de prélèvements	29
I.3.Réactifs	29
I.3.1. Substances humiques	29
I.3.2. Sels d'aluminium	30
I.4.Caractéristiques physico chimique de l'eau de barrage testée et les méthode de dosage des paramètres	30
I.5. Essai de la coagulation- floculations	31
I.6. Conclusion	33

Chapitre II : Possibilité d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité d'une eau de surface

III. Introduction	34
II.2. Résultats et discussion	34
II.2.1. Détermination de la dose optimale du coagulant (sulfate d'aluminium)	34
II.2.2. Influence de la vitesse d'agitation sur la coagulation-floculation	38
II.2.3. Influence du PH de coagulation	39
II.2.4. Influence des adjuvants	41
II.3. Conclusion	44
Conclusion générale	46
Références bibliographiques	

Introduction générale

L'eau constitue un élément essentiel dans la vie et l'activité humaine. C'est une composante majeure des mondes minéral et organique. L'eau participe à toutes les activités quotidiennes notamment, domestiques, industrielles et agricoles ce qui la rend un élément récepteur exposé à tous les genres de pollution.

Les eaux à visée de potabilisation pour la consommation humaine sont de différentes natures. Elles peuvent être souterraines ou superficielles. En Algérie, les eaux de surface sont les principales sources pour notre approvisionnement en eau potable, mais de plus en plus l'individu et la municipalité se tournent vers les nappes phréatiques qui renferment un volume énorme d'eau exploitable (*Chekroud, 2007*).

De ce fait les eaux de surface contiennent des substances ou des micro-organismes qui par leur nature et leur concentration peuvent être indispensables, acceptables, indésirables, voire toxiques ou dangereux. L'eau prélevée des eaux de surface n'est généralement pas utilisable directement pour la consommation humaine car des éléments liés à l'activité de l'homme peuvent être entraînés (nitrates, matières organiques, pesticides, matières en suspension, micro-organismes...). La qualité des eaux de surface ; souvent polluées, et donc très variable et ne peut être traitée qu'au cas par cas par des traitements appropriés à sa nature et à son degré de pollution.

L'élimination des matières en suspension et la réduction de la matière organique sont des objectifs souvent assurés au cours du procédé conventionnel de la clarification. La coagulation-floculation conditionnera le reste du traitement et elle permet, par un processus physico-chimique comprenant l'ajout de sels métalliques dénommés coagulant, de transformer la suspension colloïdale en des particules plus importantes qui sont aptes à sédimenter (*Desjardins, 1997*).

Dans ce contexte, l'objectif principal de notre présent travail est l'élimination de la matière organique de type humique par coagulation -floculation au sulfate d'aluminium des eaux du barrage de *Koudiet El M'ddouar* qui est destinée à alimenter la station de traitement de Timgad.

Introduction générale

Notre étude est structurée en deux grandes parties

La première partie est consacrée à l'étude bibliographique qui permettra d'effectuer un état de connaissances la pollution des eaux de surface dans laquelle nous allons présenter les principales caractéristiques physico-chimiques des eaux naturelles ainsi qu'une description générale sur la matière organique de type humique existant dans les eaux de surface. Les différents aspects théoriques et pratiques de la coagulation-floculation et ses effets sur l'élimination de la matière organique seront aussi exposés.

La seconde partie de l'étude est axée sur l'expérimentation et elle sera présentée en deux chapitres. Nous décrivons dans le premier chapitre les différents protocoles expérimentaux misent œuvre au cours de cette étude. Dans le chapitre suivant, nous présentons les résultats des essais de floculation des eaux de barrage testées.

Dans ce chapitre nous intéressant à la détermination de la dose optimale de coagulant, à l'effet du pH, ainsi que l'effet d'utilisation de polymères et du charbon actif en poudre comme adjuvant de la coagulation-floculation.

En fin, notre travail sera achevé par une conclusion générale.

I.1. Introduction

La pollution des eaux de surface a pour définition la plus souvent une altération biologique, physique ou chimique, qui au-delà d'un certain seuil, et parfois dans certaines conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou partie d'un écosystème ou de l'Environnement en général.

Dans ce contexte, s'articule le but de notre chapitre est de faire une synthèse sur la pollution des eaux de surface tout en développant la matière organique de type humique qui fera l'objectif principale de notre étude. Ainsi que les différents procédés de traitement.

I.2. Eaux de surface

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

Le milieu extérieur. C'est à cause de ça que ces eaux sont rarement potables sans aucun traitement (*Dégerment, 1989*)

I.3. Pollution des eaux de surface

La pollution de l'eau est une altération de sa qualité et de sa nature qui rend son utilisation dangereuse et (ou) perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines. La pollution de l'eau a pour origines principales, l'activité humaine, les industries, l'agriculture et les décharges de déchets domestiques et industriels (*Chalon et al, 2006*).

Les polluants peuvent être classés, selon leur nature, en trois grandes catégories : chimique, physique et biologique.

Le pouvoir polluant d'une substance est déterminé par deux facteurs principaux (*Chalon et al, 2006*):

- La dose d'introduction dans le milieu récepteur, déterminé par concentration dans l'eau et le volume d'eau en mouvement ;
- La fréquence des apports, dont la répétition accroît les risques car les sédiments et les êtres vivants ont un effet cumulatif.

I.3.1. Différents types de pollution

I.3.1.1. Pollution domestique

Elle provient des habitations, elle est en générale véhiculée par le réseau d'assainissement.

Elle se caractérise par :

- De fortes teneurs en matières organiques ;
- Des sels minéraux, dont l'azote et le phosphore ;
- Des détergents ;
- Des germes fécaux (*Genin et al, 2003*).

I.3.1.2. Pollution agricole

Les pratiques agricoles peuvent constituer une source diffuse de la pollution aux conséquences importantes sur la qualité de l'eau. Les éléments fertilisants (essentiellement l'azote et le phosphore provenant des engrais et de l'élevage), les pesticides, les sels et les agents pathogènes sont les principaux polluants des masses d'eau dont l'agriculture est responsable, sous l'effet du ruissellement et du lessivage des sols, mais aussi les rejets provenant des élevages et des réseaux d'irrigation (*OCDE, 2008*).

I.3.1.3. Pollution industrielle

Les industries génèrent des polluants très nombreux et de toxicité variable (*Thill et Ezin, 2002*). La pollution industrielle comprend les matières solides en suspension, les sels dissous, les

hydrocarbures, les éléments traces ou micro polluant (par exemple le cadmium rejeté par les teintureries ou le chrome rejeté par les tanneries) et les rejets acides ou basiques qui influent sur le pH de l'eau (*Tazi, 2007*).

De même, une partie non négligeable des résidus de pesticides provient de la production industrielle de ces derniers et de l'utilisation de pesticides par les sociétés de chemins de fer, les services d'entretien des routes, les particuliers et les collectivités. L'azote présent dans l'eau ne provient pas uniquement de l'agriculture, même si celle-ci reste la source d'azote la plus importante. Les eaux usées industrielles contiennent également de l'azote, notamment les eaux rejetées par les fabricants d'engrais ou d'explosifs, les industries de traitements des métaux et les industries agro-alimentaires (*ASEF, 2010*).

I.3.2. Autres polluants chimiques

L'eau par son pouvoir dissolvant élevé, dissout les substances rejetées par l'activité humaine. Les polluants chimiques sont nombreux et d'origines diverses : sels minéraux dissous (nitrates, phosphates, sulfates et chlorures), métaux lourds, détergents et hydrocarbures et produits pharmaceutiques. Ainsi que la pollution par la matière organique en particulier de type humique.

I.3.2.1. Nitrates

Les nitrates sont essentiellement d'origine agricole, leur teneur maximum dans l'eau potable est fixé à 44mg/l. Les plus nocifs sont les composés de l'azote, nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-). Ils provoquent des troubles graves chez les jeunes vertébrés par dégradation de l'hémoglobine du sang (*Baptiste et Rabel, 1995*).

Les nitrates ne sont pas directement toxiques pour l'homme. Le risque provient de leur transformation en nitrites dans l'appareil digestif. Ils provoquent l'oxydation de l'hémoglobine en méthémoglobine, celle-ci est alors incapable d'assurer le transport de l'oxygène.

La pollution par les nitrates intervient quand l'apport d'engrais n'est pas complètement utilisé par les plantes. Les nitrates, solubles dans l'eau, descendent vers les nappes à des vitesses variables selon la nature du sol.

I.3.2.2. Phosphates

Elément limitant de la croissance des plantes, il est le principal facteur de l'eutrophisation et de la détérioration de la qualité des eaux. De très faibles teneurs en phosphore (quelques dizaines de mg/l) peuvent constituer un polluant dangereux. Le phosphore est apporté par l'agriculture sous forme d'effluents d'élevage et d'engrais minéraux. L'usage de phosphore dans l'agriculture, lié à l'utilisation d'engrais, contribue ainsi à la pollution des eaux superficielles. Pourtant, la principale source de phosphore en Europe n'est pas l'agriculture, mais les eaux usées domestiques et l'industrie (*ASEF, 2010*).

I.3.2.3. Sulfates et chlorures

Sont naturellement présents dans l'eau souterraine (dissolution des sels minéraux des réservoirs). Les chlorures, par leurs persistances dans tous les milieux, constituent d'excellents traceurs naturels. Leur teneur maximum dans l'eau potable est fixé à 250mg/l (*Baptiste et Rabel, 1995*).

I.3.2.4. Produits pharmaceutiques

La consommation de médicaments n'a cessé de croître depuis plusieurs décennies dans les pays industrialisés. Or, des traces de médicaments ou de leurs dérivés ont été mesurées dans tous les milieux et sur tous les continents. Leur présence est avérée dans les eaux de surface, les eaux souterraines et résiduaires, les boues des stations d'épuration utilisées en épandage agricole et même dans l'eau potable. Des concentrations certes faibles, de quelques nano grammes par litre (ng/l) à quelques centaines de micro grammes par litre (µ g/l). L'origine de cette pollution est double. Elle provient, d'une part, des urines et des selles humaines - ainsi que de celles des animaux de compagnie - évacuées dans les eaux domestiques, où se retrouvent aussi des médicaments non utilisés dont une partie est directement jetée dans les toilettes ou les égouts. Elle résulte, d'autre part, des rejets de l'industrie chimique et pharmaceutique, des élevages industriels d'animaux et des piscicultures (antibiotiques et hormones de croissance), mais aussi des hôpitaux. Les rejets par les établissements de soin sont d'ailleurs particulièrement

préoccupants car ils contiennent des anti- cancéreux et des produits radioactifs, des molécules toxiques, peu dégradées et persistantes dans l'environnement (*ASEF, 2010*).

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

I.3.2.5. Matière organique de type humique

D'humification ou de genèse complexes (*Stevenson, 1994 ; Berthe, 2006*) impliquant une variété de réactions chimiques et de procédés de transformation biologiques. Parmi les nombreux facteurs qui les influencent, se trouvent l'origine et la nature de la matière organique, les micro-organismes qui en assurent la dégradation et la microfaune comme facteurs biologiques ainsi que le pH, la température, l'humidité et l'aération comme paramètres physiques.

Les théories citées dans la littérature font intervenir la lignine, les composés phénoliques ou les polysaccharides dans la formation des substances humiques en systèmes naturels (Figure 1)

– théorie de la lignine (voie 1) : la lignine est un bio-polymère difficilement biodégradable. Une fois modifiée partiellement par les micro-organismes, elle s'associe à des protéines synthétisées par ceux- ci pour former des substances humiques selon la réaction suivante :



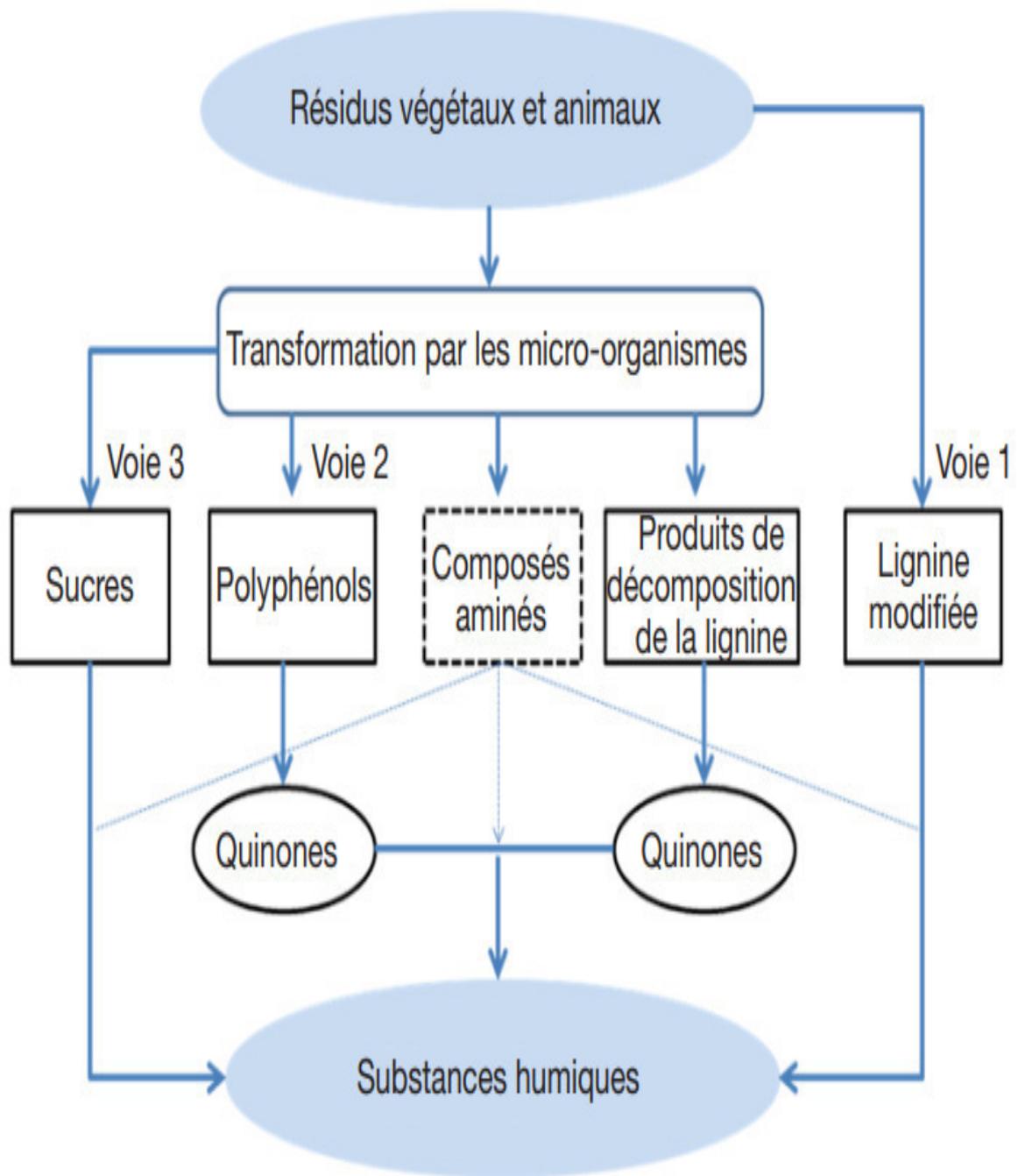


Figure 1: Mécanismes de formation des substances humiques du sol (Stevenson, 1982)

Les différentes analyses montrent que, quelle que soit leur origine (sol, eaux ou lixiviats), les SH (AH et AF) sont composées principalement de carbone (C), d'hydrogène (H), d'oxygène (O), d'azote (N) et de groupements fonctionnels (COOH, OH, C=O). Le pourcentage et la concentration de ces éléments varient en fonction du type et de l'origine des SH (*Abdelghani et al, 2014*).

Généralement, les acides humiques (AH) sont plus riches en carbone qu'en oxygène ($O/C = 0,6$), tandis que les acides fulviques (AF) possèdent un taux de carbone relativement faible et un taux d'oxygène élevé ($O/C = 1,1$) (**Figures 2 et 3**). Cette relative richesse en oxygène des AF par rapport aux AH est due à la prépondérance de groupements fonctionnels de nature acide et une abondance d'hydrates de carbone (*Chen et al, 2003*). Les rapports atomiques montrent que les AH présentent des rapports faibles par rapport aux AF, notamment le rapport N/C (**figure 2 et 3**).

La différence entre les SH de systèmes naturels et celles de lixiviats dépendraient de leurs conditions de formation (**figures 2 et 3**). En effet, les SH de lixiviats ont une faible aromaticité et moins d'oxygène par rapport au SH du sol et du milieu aquatique. Par contre, elles contiennent plus de carbone aliphatique, d'azote, de soufre et d'hydrogène (*Kang et al., 2002 ; Zhang et al., 2009*). D'après (*Nanny et al., 2002*), les SH des lixiviats sont plus hydrophobes et ont un pouvoir complexant faible par rapport aux SH des milieux naturels du fait de fonctions oxygénées (COOH, OH) moins fréquentes.

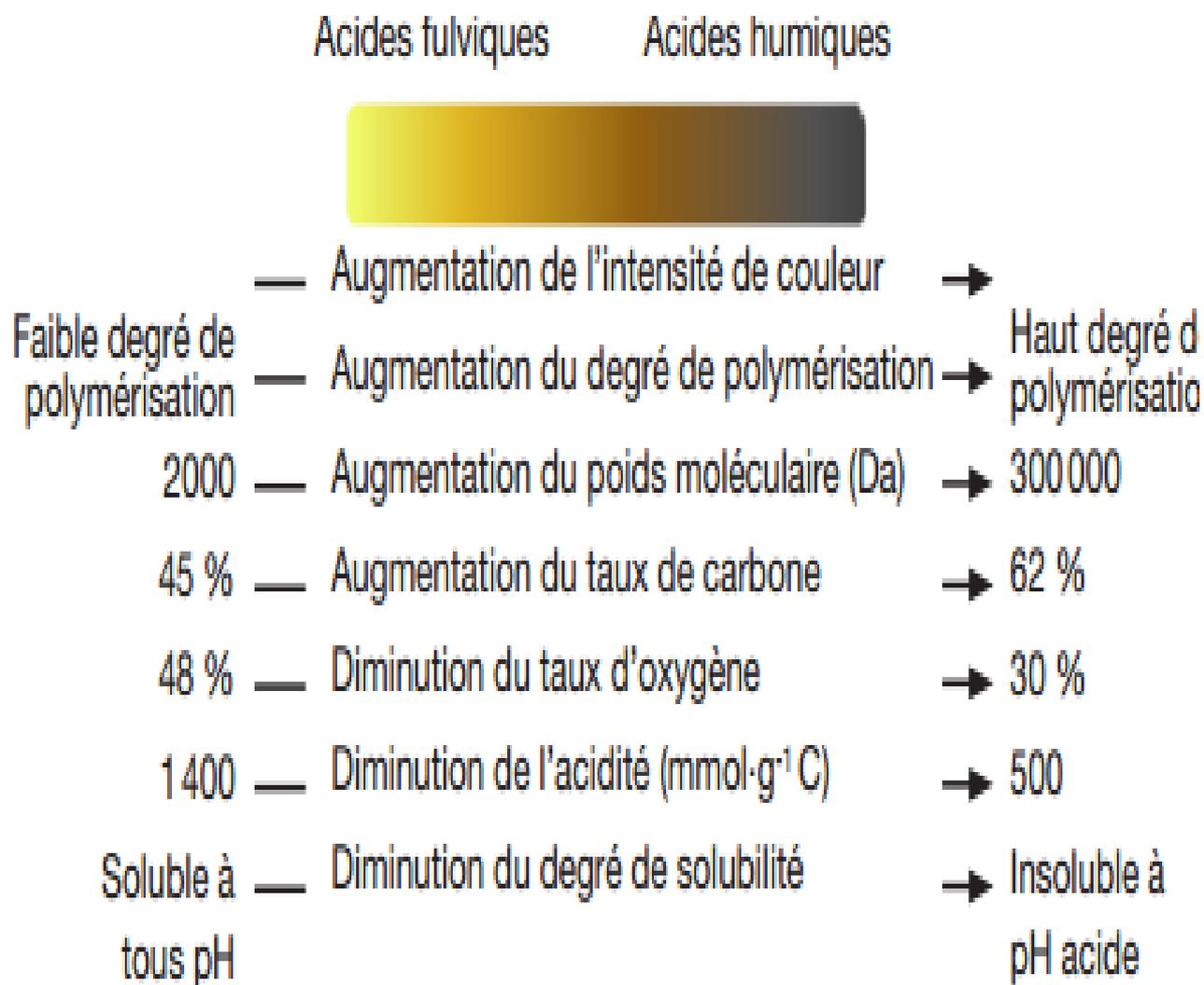


Figure 2 : comparaison entre les acides humiques et les acides fulviques (d'après *Trevisan,2010*).

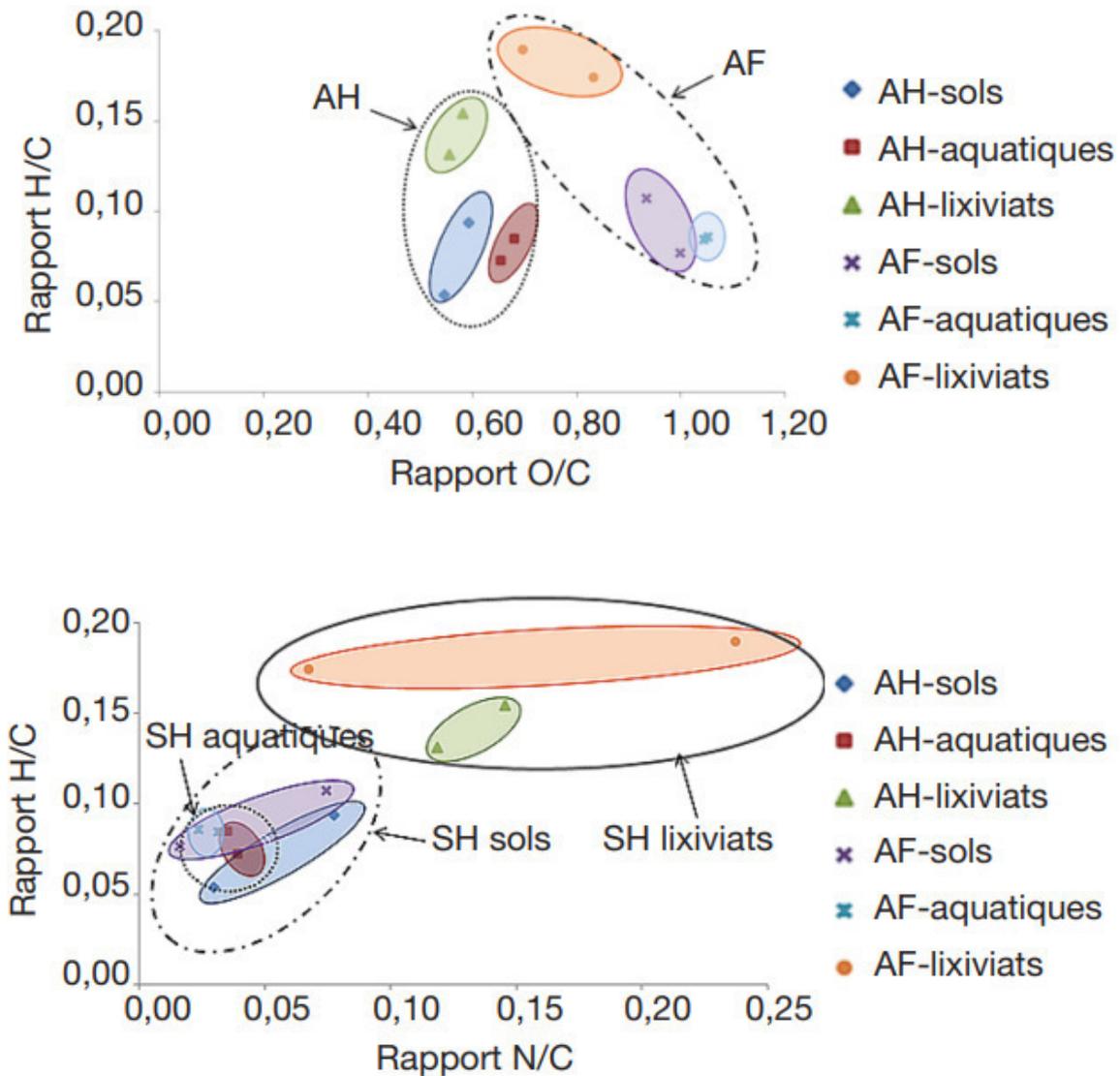


Figure 3. Effet De La Pollution Sur Les Eaux De Surface (*Melquiot, 2010*).

- Une diminution de la teneur en oxygène dissous : les matières organiques, essentielles à la vie aquatique en tant que nourriture, peuvent devenir un élément perturbateur quand leur quantité est trop importante. Parmi les substances qui entraînent une importante consommation d'oxygène, notons en particulier les sous-produits rejetés par l'industrie laitière, le sang rejeté par l'industrie de la viande, les déchets contenus dans les eaux usées

domestiques, etc. Cette diminution de l'O₂ dissous peut provoquer dans certains cas des mortalités importantes de poissons.

- La présence de produits toxiques : rejetées sous-différentes formes, ces substances provoquent des effets qui peuvent être de deux formes : effet immédiat ou à court terme conduisant à un effet toxique brutal et donc à la mort rapide de différents organismes et effet différé ou à long terme, par accumulation au cours du temps, des substances chez certains organismes. La plupart des produits toxiques proviennent de l'industrie chimique, de l'industrie des métaux, de l'activité agricole et des décharges de déchets domestiques ou industriels.
- Une prolifération d'algues : bien que la présence d'algues dans les milieux aquatiques soit bénéfique pour la production d'oxygène dissous, celles-ci peuvent proliférer de manière importante et devenir extrêmement gênantes en démarrant le processus d'eutrophisation. Les algues se nourrissent de matières minérales c'est-à-dire phosphore sous forme de phosphate, ainsi qu'azote (ammonium, nitrates et azote gazeux), carbone (gaz carbonique) et d'autres éléments minéraux. La présence excessive de ces éléments est essentiellement liée aux activités humaines, à l'agriculture et à l'industrie.
- Une modification physique du milieu récepteur : le milieu peut être perturbé par des apports aux effets divers : augmentation de la turbidité de l'eau (ex. lavage de matériaux de sablière ou de carrière), modification de la salinité (ex. eaux d'exhaure des mines de sel), augmentation de la température (ex. eaux de refroidissement des centrales nucléaires).
- La présence de bactéries ou virus dangereux : les foyers domestiques, les hôpitaux, les élevages et certaines industries agro-alimentaires rejettent des germes susceptibles de présenter un danger pour la santé.
- L'ensemble des éléments de ces polluants perturbateurs parviennent au milieu naturel de deux façons différentes : par rejets bien localisés (villes et industries) à l'extrémité d'un réseau

d'égout ou par des rejets diffus (lessivage des sols agricoles, des aires d'infiltration dans les élevages, décharges, ...). L'introduction dans le sous-sol provoque une pollution des eaux souterraines qui est caractérisée par une propagation lente et durable (une nappe est contaminée pour plusieurs dizaines d'années) et une grande difficulté de résorption ou de traitement (*Melquiot, 2010*).

I.4. Traitement des eaux de surface

Suite à la pollution des eaux de surface, ces eaux subissent un traitement plus au moins sophistiqué avant qu'elles soient distribuées aux consommateurs. De ce fait on peut distinguer :

Le traitement conventionnel, qui comprend les étapes suivantes: clarification (coagulation/floculation, sédimentation ou flottation à air dissous), filtration sur sable, adsorption sur charbon actif et désinfection.

- Le traitement avancé basé sur la technologie d'ultrafiltration

La figure 4 présente un schéma général d'une station de traitement conventionnel

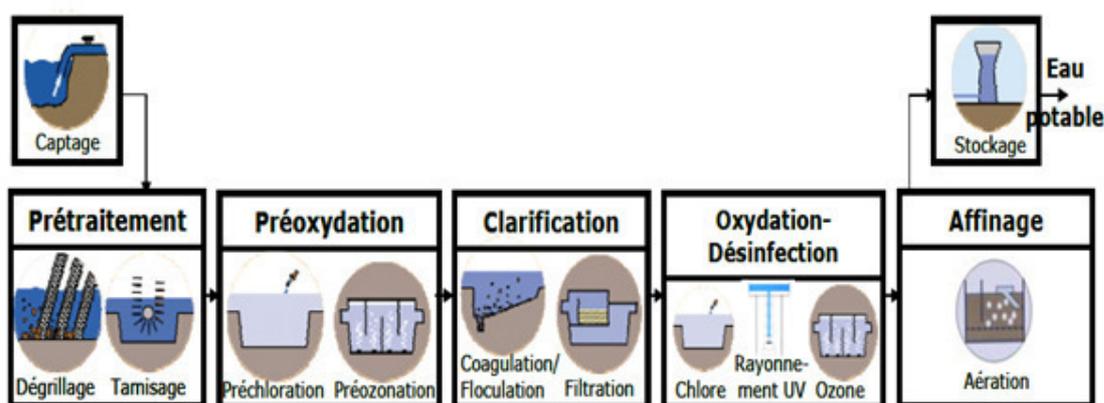


Figure 4 : Schéma Générale D'une Station De Traitement

I.4.1.Prétraitement

I.4.1.1. Dégrillage et le tamisage

Ce sont des procédés physiques. Les gros déchets sont retenus par une simple grille, les plus fins dans des tamis à mailles fines.

I.4.1. 2. Préoxydation

C'est un procédé chimique qui utilise le chlore (ou l'hypochlorite de sodium), l'ozone, le dioxyde de chlore ou le permanganate de potassium. Il est destiné à permettre l'élimination du fer et du manganèse (notamment pour les eaux souterraines), de la couleur et des algues (essentiellement pour les eaux superficielles)(*Degrémont, 1989 ; Beaudry, 1984 ; Valiron, 1984*).

I.4.2.Clarification

C'est une étape indispensable pour les eaux de surface. Elle permet d'obtenir une eau limpide par élimination des matières en suspension, et donc de la turbidité.

La clarification peut combiner les procédés suivants :

I.4.2.1.Coagulation / Flocculation

C'est un procédé physico-chimique qui a pour but de l'élimination de la turbidité de l'eau (clarifier l'eau) les matières colloïdales (particules qui ne s'agglomèrent pas naturellement). L'eau reçoit un réactif destiné à provoquer l'agglomération de ces particules en suspension en agrégats floconneux, dont l'ensemble forme une masse qu'on appelle le "floc". Les réactifs utilisés sont généralement des sels de fer ou d'aluminium. Chaque réactif coagulant n'étant actif que dans une certaine zone de pH, un ajustement du pH peut s'avérer nécessaire. Sous l'effet de son propre poids, le floc se dépose lentement. Ce procédé sera développé dans le chapitre suivant (Chapitre II partie bibliographique) (*Adamczyk, 2003*).

I.4.2.2. Décantation ou Flottation

Ce sont des procédés physiques intervenant après la coagulation-floculation de la gravité. L'eau coagulée et floculée entre dans le décanteur à vitesse réduite de façon à éviter les turbulences. Les floccs se déposent au fond de l'ouvrage et l'eau clarifiée est récupérée en surface. A l'inverse, la *flottation* consiste à favoriser la clarification par entraînement des particules en surface, grâce à la génération de bulles d'air, qui s'accrochent aux matières en suspension et aux floccs. Les flottants sont récupérés en surface par bras racleur.

I.4.2.3. Filtration

C'est un procédé physique disposé généralement après la décantation ou la flottation. Ce procédé peut être toutefois situé directement après une coagulation ou après une pré-oxydation. La filtration permet de retenir les matières en suspension qui n'ont pas été piégées lors des étapes précédentes ou qui ont été formées lors de la pré-oxydation. Elle est réalisée sur matériaux classiques (sable). La plus répandue est la filtration sur *lit de sable* (lit filtrant) : une couche de sable retient les particules et laisse passer l'eau filtrée. Le filtre peut jouer un double rôle suivant les conditions d'exploitation : d'une part, il retient les matières en suspension par filtration et d'autre part, il constitue un support bactérien permettant un traitement biologique, c'est à dire une consommation des matières organiques et de l'ammoniac, ou du fer et du manganèse, par les bactéries qui sont développées sur le sable.

Le filtre à sable nécessite un nettoyage périodique afin d'éliminer les matières retenues entre les grains qui ralentissent le passage de l'eau. La filtration sur lit de sable, efficace, simple et peu coûteuse, s'est imposée, en raison des énormes volumes d'eau à filtrer. La filtration sur membranes (microfiltration notamment) est de plus en plus fréquemment utilisée, mais elle reste encore onéreuse. Elle est fondée sur l'utilisation de membranes de faible épaisseur, comportant des pores réguliers de très petites dimensions. Ces membranes, sortes de barrières physiques, peuvent être d'origine organique ou minérale (*Dégremont, 1989 ; Beaudry, 1984*).

I.4.2.3. Affinage

Les traitements d'affinage de l'eau font intervenir des procédés d'ozonation, de filtration sur charbon actif ou de filtration sur membranes (ultrafiltration ou nano filtration).

L'affinage a pour effet l'oxydation et la biodégradation des matières organiques et l'élimination ou l'absorption de certains micropolluants. En outre, il améliore les qualités organoleptiques de l'eau (saveur, odeur, limpidité).

I.4.2.4. Désinfection

Cette étape, commune à tous les traitements, est la plus importante. Elle a pour but de neutraliser tous les virus et bactéries pathogènes. Elle n'est efficace que si l'eau a été préalablement bien traitée, notamment dans le cas des eaux de surface. La désinfection prévient le risque d'une contamination par infiltration dans la ressource et dans le réseau.

Elle peut être effectuée (*Dégremont, 1989*).

Par des procédés chimiques : oxydation chimique avec des agents chlorés (chlore gazeux, eau de Javel, bioxyde de chlore) et ozone, ou rayonnements ultraviolets, Par des procédés physiques comme la filtration sur membranes.

Pour que la désinfection soit totalement efficace, il convient de maintenir un résiduel de désinfectant dans l'eau distribuée jusqu'au robinet du consommateur. Lorsque la désinfection finale est réalisée par l'ozone (qui présente un faible pouvoir rémanent), par les UV ou par les membranes, une légère injection de réactifs chlorés (chlore, eau de Javel ou dioxyde de chlore) est nécessaire.

I.5. Conclusion

Le présent chapitre a pour but de donner un état des connaissances la pollution des eaux de surface et les différents procédés de traitement.

Pour la pollution nous avons présenté d'une part, les différents polluants susceptibles de se trouver dans une eau de surface. D'autre part, nous avons présenté la matière organique dont on a appuyé notre état de connaissance sur les substances humiques qui représente la fraction la plus importante de la matière organique des eaux de surface.

En fin, ce chapitre présente les différentes étapes d'une station de traitement à savoir les différents procédés de pré -traitement et les étapes de la clarification.

I.1.Introduction

Au cours de ce chapitre, nous présenterons la méthodologie expérimentale suivie pour la préparation des solutions synthétiques des substances humiques ainsi que les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de barrage testée. Nous exposerons les caractéristiques des du coagulant utilisé ainsi que l'adsorbant utilisé entant qu'adjuvant au cours des essais de coagulation-floculation.

Nous décrirons également la méthode de dosage des substances humiques et de mesure des paramètres physico-chimiques des eaux naturelles. Le déroulement des essais de la coagulation-floculation seront également exposés ainsi que les différents paramètres que nous allons tester.

I.2.Prélèvement des eaux de Barrage

I.2.1.Localisation est accès

Le barrage de *Koudiet El M'douar* qui alimente la station de Timgad se trouve sur l'oued Réboa, à une distance de 7 km environ au Nord- Est de la ville de Timgad et à 35 km environ à l'est de la ville de Batna. L'accès au barrage se fait par la route entre Timgad et Chemmora. Cette route est une ramification de la route entre Batna et Khenchela et accompagne l'oued Réboa vers Chemmora, Batna se trouve à 340 km à vol d'oiseau du port d'Alger, à 125 km de Sétif et à 100 km de Constantine (figure 8). L'altitude de la vallée au site du barrage est d'environ de 955 m. Ce barrage est destiné à l'irrigation et à l'alimentation en eau potable.



Figure 8 : Localisation du barrage

I.2.2. Prélèvements d'échantillons

Le prélèvement d'eau est effectué à partir de la station de pompage qui assure le pompage d'eau brute à partir du barrage à la station traitement de l'eau du barrage de Timgad. Cette station alimente en eau potable les zones suivantes : Timgad, Tazoult, Batna, Ain -Touta, Barika, Ouled-Rechache (Khenchela) et Arris.

I.2.3. Mode de prélèvements

Les échantillons d'eau sont recueillis dans un jerrican bien lavés.

I.3. Réactifs

I.3.1. Substances humiques

Pour évaluer les rendements d'élimination de la matière organique de type humique des eaux de barrage de *Koudiet El M'daour*, nous avons testé une matière organique équivalente à celle qui se trouve dans les eaux en question nommée substances humiques, de type humâtes de sodium. Donc, les substances humiques utilisées sont obtenues à partir des substances humiques commerciales de pureté élevée et de marque Aldrich. Les substances humiques sont préparées par dissolution de 100 mg du produit dans un litre d'eau distillée (1000 ml). Ces composés présentent les caractéristiques présentées dans le (**tableau 2**).

Tableau 2 : Caractéristiques des substances humiques étudiées (*Achour, 2001*)

Analyse élémentaire	Fonction carboxyles (méq/g)	Fonction hydroxyles (méq/g)	Aromaticité unité DO mg ⁻¹ SH
C= 51,50 ; O=29,30 H=4,60 ; N=0,70	3,40	0,80	0,015

Il est important de signaler que, le dosage de substances humiques est effectué par spectrophotomètre à une longueur d'onde de 335 nm. Le spectrophotomètre utilisé est de type (JENWAY 6305 UV/Visible).

Les teneurs résiduelles en substances humiques sont évaluées grâce à des courbes d'étalonnage de l'absorbance en fonction des concentrations en mg/l de substance humique de

chaque milieu. Il est important de signaler que l'étalonnage est répété avant chaque série d'essais, le tableau 3, ainsi que la figure 9 présente un exemple de calcul.

Tableau 3 : Résultat de l'étalonnage de substance humique

SH (mg/l)	2	4	6	8	10	20
Abs	0,065	0,075	0,098	0,184	0,243	0,478

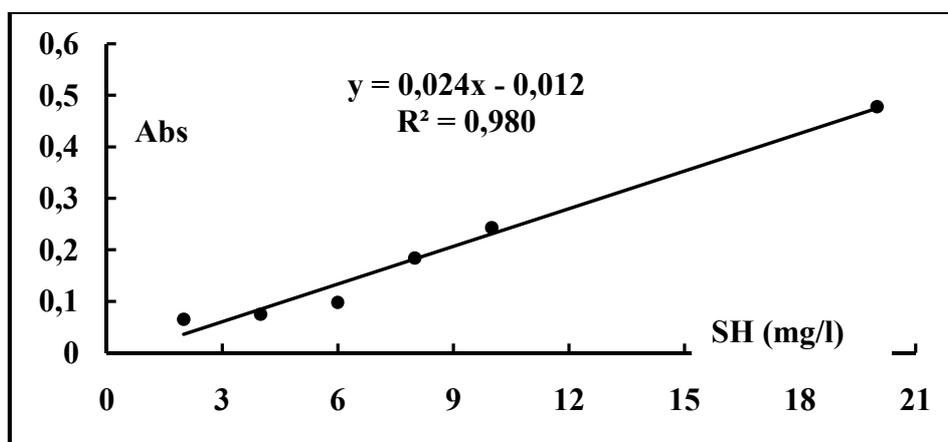


Figure 9: Courbe d'étalonnage des substances humiques

I.3.2. Sels D'aluminium

Le coagulant utilisé est le sulfate d'aluminium de formule chimique : $[Al_2(SO_4)_3, 18H_2O]$, et de masse molaire égale à 666,42 g/mol. Des solutions mère à 10g /l ont été périodiquement préparées.

I.4. Caractéristiques physico chimique de l'eau de barrage testée et les méthodes de dosage des paramètres

Le tableau 4 présente les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau testée.

Ces paramètres sont déterminés par les méthodes du dosage suivant :

- **La température** est mesurée à l'aide d'un thermo mètre.
- **Le pH** est mesuré par un pH-mètre digital. L'étalonnage est effectué avant chaque essai avec des solutions tampons 4, 7, et 9.

- **La turbidité** est mesurée par la méthode néphélométrie à l'aide d'un turbidimètre.
- **Le titre hydrotimétrique TH, calcium et le titre alcalimétrique complet TAC**, sont déterminés respectivement par complexométrie à L'EDTA et par acidimétrie (*Rodier, 1996*). Le Magnésium est déduit de la différence entre le titre hydrotimétrique et la calcium.
- **La conductivité** est mesurée en utilisant un conductimètre électrique de type WTW LF315.
- **L'oxydabilité au permanganate de potassium**, réalisée en milieu acide et à chaud (*Rodier, 1996*)
- Le dosage des sulfates (SO_4^{2-}) a été effectué par un photomètre du type " Palint est photomètre 5000".
- Le dosage des **chlorures** est effectué par la méthode de Mohr (*Rodier, 1996*).

Tableau 4 : caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface testées.

Paramètres	Valeurs
T° (C°)	19
PH	6.31
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1050
TA (°F)	00,0
TAC (°F)	5,03
TH (°F)	45
Ca ² (mg/)	87,2
Mg ² (mg/l)	87,2
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	310
Cl ⁻ (mg/l)	163,78
SH (mg/l)	5,20
Oxydabilité au KMnO ₄ (mg/l)	48

I.5. Essai de la coagulation- floculations :

Le matériel d'essai est constitué par un flocculateur à 6 agitateurs (flocculateur Fisher 11198, figure 10) avec une vitesse de rotation individuelle variant entre 0 et 200

tr /min. Cet appareil permet d'agiter simultanément le liquide contenu dans une série de béchers remplis chacun de 500 ml d'eau. Les conditions d'agitation que nous avons adoptées sont :

- 2 minutes d'agitation rapide avec une vitesse égale à 200 tours /min.
- L'agitation rapide est suivie par une agitation lente avec une vitesse égale à 45 tours / min pendant 17 min. Dans le but est de favoriser la mise en contact des particules contigües et éviter de briser les floccs formés. Après décantation, les échantillons prélevés sont soumis à une filtration par une pompe sous vide à l'aide d'une membrane d'acétate de cellulose à 0,45 µm de porosité et par la suite ils sont analysés par spectrophotométrie.
- Le rendement d'élimination des substances humiques est déterminé par :

$$R\% = \left(1 - \frac{C_f}{C_0}\right) * 100$$

C_0 : Concentration initiale des substances humiques (mg/l).

C_f : Concentration finale des substances humiques (mg/l).



Figure 10: Floculateur de laboratoire utilisé pour les essais de coagulation-floculation

Différents paramètres réactionnels ont été étudié, en commençant par la détermination de la dose optimale du sulfate d'aluminium en faisant varier la dose du coagulant de 2 à 30 mg/l.

- Le pH de traitement de (2 à 12), des solutions de HCl et de NaOH (2N) sont utilisées pour ajuster le pH.
- L'effet de la présence d'un polymère. Ainsi que l'effet d'un adjuvant de coagulation en déterminant sa dose optimale en variant les doses d'adjuvants de 0,2 à 1g/l. L'adjuvant testé est le charbon actif en poudre

Les caractéristiques du charbon actif en poudre testé sont :

- Le CAP que nous avons utilisé est une production de darco Aldrich.
- De surface spécifique égale à 550 m²/g
- De granulométrie variant entre 12 à 20 mesh (0,3 à 0,5 mm).

I.6. Conclusion

Ce chapitre nous a permis de donner un aperçu sur la procédure expérimentale suivie au cours de notre étude.

Nous avons donné une description générale sur la localisation du milieu d'échantillonnage. Puis nous avons décrit la préparation des solutions synthétiques des substances humiques en eau distillée, les caractéristiques physico-chimiques des eaux de barrage de ***Koudiet El M'daour*** que nous avons utilisée pour les essais d'adsorption et de coagulation-floculation, les méthodes de dosages et les adsorbants et le coagulant utilisé.

Nous avons également décrit les différentes étapes des essais de coagulation-floculation.

II.1. Introduction

La coagulation floculation est un procédé physico chimique qui permet d'éliminer tout ou une partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux matières en suspension et les macromolécules colloïdales.

De ce fait, l'objectif global de notre chapitre est de décrire le procédé de la coagulation floculation, ainsi que certains travaux qui ont été réalisés dans le but d'éliminer la matière organique en particulier de type humique par coagulation-floculation.

II. 2. Généralités sur le procédé de la coagulation – floculation

II. 2. 1. Coagulation

La coagulation de l'eau doit permettre l'abattement maximal de la charge organique et également de la turbidité. Elle consiste donc à l'ajout des réactifs en quantité optimale à la charge polluante de l'eau brute afin de neutraliser les matières colloïdales présentes dans l'eau.

Généralement le processus de coagulation est appliqué directement à l'eau brute. Fondamentalement, la coagulation implique à déstabilisation des colloïdes c'est-à-dire les particules en suspension qui, sur la base de leurs dimensions moyennes de 5 à 200 nm. Ce processus résulte de l'addition des réactifs chimiques (appelés coagulants) dans des dispersions aqueuses afin d'assembler en agrégats plus gros, les fines particules dispersées (*Masschelein, 1996*).

II.2.2.Floculation

La floculation est l'agglomération de particules déstabilisées en micro floc et ensuite en flocons plus volumineux que l'on appelle flocs. Ce processus est assuré et agitation lente l'intervention d'un réactif chimique (floculant).

L'efficacité de la décantation est souvent mesurée par la turbidité de l'eau décantée. La valeur de la turbidité doit atteindre 5 NTU à la sortie du décanteur. Il est important de signaler que la

mesure de la turbidité n'est pas suffisante, il faut s'intéresser à l'abattement de la matière organique également pour juger la clarification de l'eau.

Lors du processus de floculation, les fines particules dispersées sont combinées en agglomérats plus gros qui peuvent être éliminés par un processus subséquent telle la décantation ou la filtration. La floculation est déterminée par le contact entre particules qui conduit à la croissance en taille et la diminution en nombre des particules en solution (*Masschelein, 1996*). Elle est réalisée par une agitation lente qui permet, grâce à l'injection d'un réactif appelé « flocculant » l'agglomération des floes et donc leur grossissement. Les flocculants généralement utilisés sont la silice activée, les alginates de sodium, les poly électrolytes... etc. (*Jestin, 2006*).

II.2.3.Coagulants utilisés

Les principaux coagulants chimiques utilisés sont à base d'aluminium ou de fer. Les principales formes chimiques utilisables et disponibles de ces métaux sont le sulfate d'aluminium (Al_2SO_4 , appelé également aluminium), le sulfate de fer ($FeSO_4$) et le chlorure de fer ($FeCl_3$). Ces différents produits sont le plus souvent commercialisés sous forme de cristaux.

Il convient de suivre les instructions du fabricant pour appliquer les dosages adéquats en fonction des volumes d'eau à traiter. Une agitation de l'eau pendant plusieurs minutes accélère l'agrégation des particules solides qui peuvent alors décanter (*Desille, 2012*).

Le choix du réactif dépend des caractéristiques de l'eau brute (pH, minéralisation, teneur en matière organique et turbidité). Les coagulants les plus utilisés sont les sels d'aluminium ou de fer. Par exemple l'utilisation des sels de fer est préférée dans le cas d'eau brute fortement chargée en MO d'origine dissoute. L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus efficaces sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer. Ils sont cités dans le **tableau 1**.

Tableau 1 : Coagulants les plus efficaces

Sels d'aluminium	formule chimique	Sels de fer	formule chimique
Sulfate d'aluminium	$\text{Al}(\text{SO}_4)_3$	Chlorure ferrique	FeCl_3
Chlorure d'aluminium	AlCl_3	Sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Aluinate de sodium	NaAlO_2	Sulfate ferreux	FeSO_4

II. 3. 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 le phénomène (*Bensadok, 2007*).

- Helmholtz : Selon cette théorie, la totalité de la surface du colloïde est recouverte par les ions positifs assurant ainsi une électro neutralité.

- Gouy-Chapman : La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité s'obtient à plus grande distance.

- Stern combine les deux et arrive à la neutralisation des colloïdes par une double couche.

La figure 5 présente le potentiel électrique de particules colloïdales.

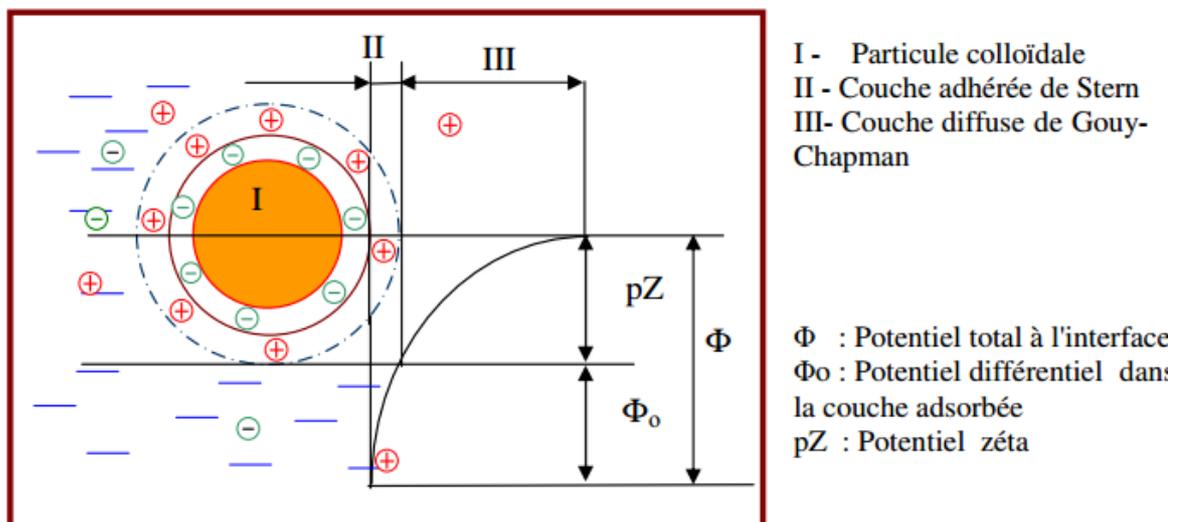


Figure 5: potentiel électrique de particules colloïdales (*Bensadok, 2007*)

Un colloïde se caractérise par deux potentiels :

- Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst ;
- Potentiel zêta ou potentiel électrocinétique.

Le potentiel thermodynamique est présent à la surface même du colloïde mais est malheureusement non mesurable par des méthodes simples (*Van De Ven, 1989*).

Le potentiel zêta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse (*Verwey, And Overbeek, 1948*).

$$pZ = \frac{k \cdot \mu}{\varepsilon} \cdot me$$

pZ : potentiel zêta (V)

k : fonction du diamètre de la particule et de l'épaisseur de la double couche

μ : viscosité dynamique (Pa .s)

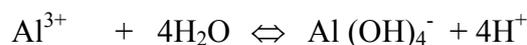
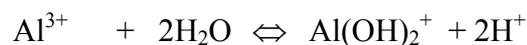
ε : constante diélectrique du milieu.

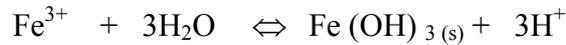
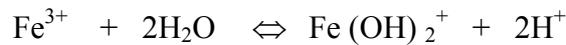
Cette relation simple existe entre l'électrophorèse et le potentiel zêta permettant de déterminer ce dernier. Un appareil de mesure directe du potentiel existe et est appelé zêta mètre.

➤ Réactions d'hydrolyse du coagulant

La coagulation est souvent réalisée à l'aide des sels de métaux hydrolysables, principalement, les sels de fer et d'aluminium. L'hydrolyse de ces sels conduit, dans la première étape, à la formation de monomères selon ces réactions (*Stumm et Lee, 1960 ; Amirtharajah et Mills, 1982*).

Hydrolyse d'aluminium



Hydrolyse de fer

Les ions métalliques hydratés qui demeurent moins efficaces en tant que coagulant peuvent former des complexes polymérisés suite à la substitution d'une ou plusieurs molécules d'eau d'hydratation par des ions hydroxydes. L'action des sels introduit s'effectue généralement au moyen de ces complexes hautement chargés, dont la masse moléculaire peut être très élevée (*Stumm et Morgan, 1962*). Cependant, la présence de ces espèces dépend étroitement du pH du milieu réactionnel.

Le degré d'hydrolyse devient généralement plus important avec l'augmentation du pH. Il en résulte ainsi une série de complexes hydroxy-alumineux et il en est de même pour les produits d'hydrolyse du fer (*Dentel, 1991 ; O'melia, 1972 ; Van Benschoten et Edzwald., 1990*).

Les figures 6 et 7 limitent respectivement le domaine d'existence des différentes formes d'aluminium et de fer (représentation symbolique des espèces hydratées réellement rencontrées).

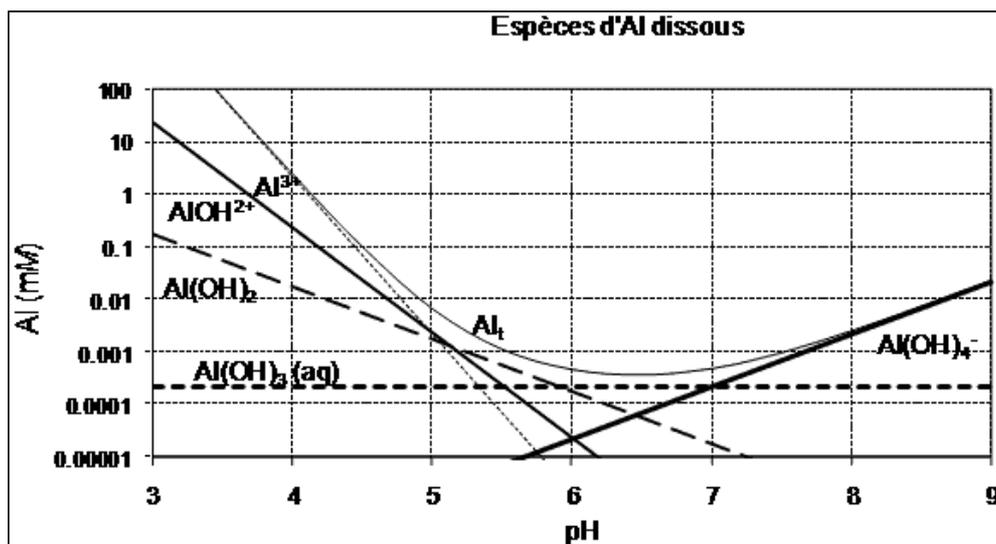


Figure 6 : Diagramme de solubilité des formes hydrolysées de l'aluminium (*Dentel, 1991*)

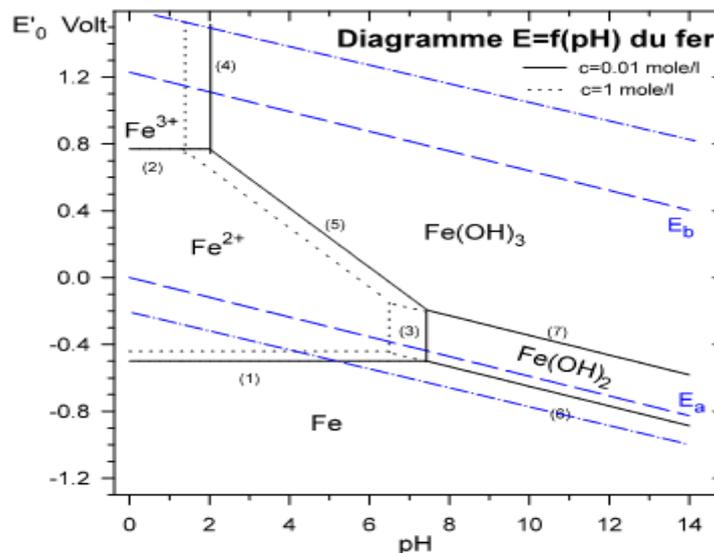


Figure 7 : Diagramme de solubilité des formes hydrolysées du fer (*O'mélia, 1972*)

II.4. Facteur influençant le procédé de la coagulation-floculation

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelation, comme le pH, les sels dissous, la température et la couleur.

II.4.2. 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. Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7. Pour certaines eaux, il faut parfois corriger le pH à l'aide de divers produits (acide, chaux ou soude). 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 inexistants (*JeckeL, 1986*).

II.4.2. Influence de la température

La température joue un rôle important. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons (*Lounnas, 2009*).

II.4.3. Influence du coagulant

Le choix du coagulant peut influencer les caractéristiques de la coagulation. Ainsi, même si l'aluminium est le coagulant le plus fréquemment utilisé, il peut être avantageux de le remplacer par du sulfate ferrique. Ce dernier procède à plusieurs eaux à une plage de pH optimale plus large que celle due à l'aluminium. De plus, pour un même pH élevé, le sulfate ferrique est moins soluble que l'aluminium. On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale, pour une eau donnée, qu'après avoir effectué des essais en laboratoire (*Lefebvre et Legube, 1993*).

II.4.4. Influence de la dose de coagulant

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base. Une dose de coagulant excessive entraîne une restalinisation des particules et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut se déterminer facilement.

Pratiquement, la dose optimale de coagulant peut être déterminée soit par l'emploi de la mesure du potentiel zêta (nécessite un matériel très coûteux), soit par un test au laboratoire, connu sous le nom de "Jar-Test" (*Lounnas, 2009*).

II.4.5. Influence de la turbidité

La turbidité des eaux de surface est en grand partie due à la présence de particules de glaise dont le diamètre varie de 0,2 à 5,0 μm . Il s'agit donc là grosses particules colloïdales qui peuvent se déposer naturellement. La coagulation de ces particules est assez facile à réaliser

lorsqu'on maintient le pH dans sa plage optimale. On peut faire par ailleurs les constatations générales suivantes :

- 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 variés, il est plus facile d'effectuer la coagulation que lorsqu'elle est imputable à des particules de diamètres sensiblement égaux.
- 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 (*Harrat, 2013*).

II.4. 6. Influence des Vitesses et temps d'agitation

Au cours de la coagulation et de la floculation, on procède au mélange des produits chimiques en deux étapes.

A la première étape, le mélange est énergique et de courte durée (120 s au maximum) : c'est le mélange rapide. Ce mélange a pour but principal de disperser les produits dans la totalité du volume d'eau à traiter. On effectue le mélange rapide en injectant les produits chimiques dans une zone de forte turbulence ou en utilisant des équipements de mélange mécanique. Un mélange rapide inadéquat entraîne en général un accroissement de la quantité de produits chimiques nécessaires.

A la deuxième étape, le mélange est lent et il a pour but de favoriser les contacts entre les particules de floc, de turbidité et de couleur. Cependant, le mélange doit être suffisamment

énergique pour engendrer des différences de vitesse de l'eau dans le bassin, mais pas trop. En effet, si tel est le cas, les forces de cisaillement qui s'exercent sur les particules de floc risquent de briser ce dernier, même si la durée du mélange dans un bassin de floculation peut n'être que de 10 min (elle varie en général de 30 à 60 min) (*Harrat, 2013*).

II.5. Travaux de l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation

Les travaux cités dans la bibliographie de *Rezeg (2010)* ont bien montré que, la meilleure réduction des teneurs en substances humiques est obtenue pour un pH de 4 à 5 avec le fer tandis qu'avec l'aluminium, elle se situe pour un pH de 5 à 6 (*Van Breemen et al. 1979*). Comparés aux acides humiques, les acides fulviques, sont plus difficilement éliminés du fait de la différence entre les masses molaires (*Babcock et Singer, 1979*).

Par ailleurs, il y a souvent une relation entre la concentration initiale en substances humiques et la dose optimale de coagulant, la valeur de cette stœchiométrie dépend du pH, du type de coagulant et de l'origine des substances humiques. D'autre part, les fonctions acides carboxyliques et OH-phénoliques des substances humiques semblent jouer un rôle dans le processus de coagulation (*Hall et Packham, 1965 ; Parfitt et al., 1977 ; Lefebvre et Legube, 1993*). Dans cette recherche bibliographique, elle a aussi pu enregistrer que *Narkis et Rebhun (1975 ; 1977)* ont pu mettre en évidence que les substances humiques de type « Aldrich » coagulées avec un poly électrolyte cationique réagissent chimiquement avec le flocculant à pH 8 par leurs groupements COOH et OH et en utilisant un acide fulvique extrait de tourbe et acide fulvique commerciale « Aldrich », ils sont arrivés à obtenir deux relations pour la dose de polymère cationique (polyéthylène imine) à mettre en œuvre à pH 8. De même, dans les travaux de *Harrat (2013) et Bacha (2017)*, ils ont bien enregistré que : *Hundt et O'melia, (1988)* ont rapporté que l'élimination des substances organiques est favorisée plus particulièrement par l'augmentation de la concentration de l'ion calcium lequel a fait l'objet de la plupart des travaux portant sur l'influence des sels minéraux (*Jeckel, 1986 ; Mazet et Waismossa, 1991*) ont pu mettre en évidence l'influence des espèces minérales sur la quantité de la matière organique éliminée et donc, sur les mécanismes de réaction, en effet :

- L'effet promoteur du Ca^{2+} et du Mg^{2+} peut s'expliquer par le phénomène de pontage qui se produit lorsque ces ions chargés positivement forment un lien entre les surfaces

des particules chargées négativement et les molécules de polymères négatives. Ainsi que l'adsorption de l'ion Ca^{2+} sur les floes d'hydroxyde préformés crée de nouveaux sites ce qui entraîne une augmentation de la capacité de l'adsorption de la matière organique.

- L'effet inhibiteur de l'ion bicarbonate sur l'efficacité de l'élimination de la matière organique par la coagulation peut être traduit par le déplacement du pH vers des valeurs basiques ce qui favorise la formation des espèces anioniques du métal d'où la mauvaise coagulation.
- L'adsorption d'autres anions tels que les phosphates et les sulfates sur l'hydroxyde métallique entraîne une inversion de la charge d'où l'effet inhibiteur de ces anions.

Divers travaux ont été menés au niveau du laboratoire LARHYSS à l'université de Biskra *Achour et al, (2002), Achour et Guesbaya (2006) ; Rezeg2004et 2010*) au vu desquels, il s'avère que le paramètre minéralisation influence le processus de coagulation-floculation. Ces chercheurs ont réalisé des essais de coagulation des SH diluées dans des eaux minéralisées suite aux quels ils ont établi que plusieurs mécanismes d'élimination peuvent survenir englobant aussi bien des phénomènes de complication avec les formes solubles qu'avec les formes insolubles de l'aluminium, ainsi qu'une adsorption sur floe d'hydroxydes $\text{Al}(\text{OH})_3$. De même, les rendements d'élimination semblent étroitement liés à la composition minérale des eaux notamment à la dureté totale.

II.6. Conclusion

Delon l'objectif qui a été fixé pour ce présent chapitre. Nous avons pu noter que, la coagulation-floculation est un procédé de traitement physico-chimique, utilisé généralement pour le traitement de potabilisation des eaux.

Son principe repose sur la difficulté qu'ont certaines particules à se décarter naturellement.

Le coagulant le plus utilisé est le sulfate d'aluminium.

Dans ce chapitre, nous avons exposé les différents facteurs influençant le procédé de la coagulation floculation. Ainsi que, certains travaux qui ont montré que ce procédé est capable d'éliminer la matière organique contenue dans une eau de surface à structure macromoléculaire.

II.1. Introduction

L'objectif essentiel du procédé de la coagulation-floculation étant la détermination des conditions et les traitements adéquats à l'élimination optimale de constituants organiques et minéraux d'une eau destinée à la potabilisation. Les traitements nécessaires doivent être conçus en fonction de ces objectifs d'une part, et d'autre part, en fonction des caractéristiques de l'eau brute qu'on a à disposition.

Dans ce contexte, les expérimentations ont été conduites sur des eaux brutes servant à l'alimentation d'une station de production d'eau potable et provenant du barrage de *Koudiet El M'douar*. De plus, l'ensemble de nos essais ont été réalisé sur ces eaux qui sont naturelles et à partir de laquelle la concentration des substances humiques est de l'ordre de 5,20 mg/l. Ces eaux se caractérisent par une minéralisation moyenne.

Pour aboutir à notre objectif différents paramètres réactionnels vont être étudiés à savoir :

- Détermination de la dose optimale du coagulant
- Effet du pH sur le procédé de la coagulation-floculation
- Effet de l'utilisation des adjuvants sur le procédé de la coagulation-floculation

II.2. Résultats et discussion

II.2.1. Détermination de la dose optimale du coagulant (sulfate d'aluminium)

Pour déterminer la dose optimale du coagulant testé (sulfate d'aluminium), fragment continu la phrase, l'essai coagulation et la floculation sont effectués dans des béchers de 500 ml en utilisant un flocculateur à pales rectangulaires. Le coagulant est introduit à des doses croissantes de 2 à 30 mg/l. Ces béchers sont soumis sous agitation pendant une courte durée (3 min), avec une vitesse très rapide (200 tr/min), permettant ainsi d'assurer une très bonne dispersion des réactifs et une bonne déstabilisation chimique des colloïdes.

L'agitation rapide est suivie par une agitation lente (45 tr/min) pendant 17 min à Dant le but est de favoriser la mise en contact des particules contiguës et éviter de briser les floes formés.

L'essai est réalisé sans ajustement du pH et à une température ambiante.

Après 30 min de décantation, le surnageant est soumis à une filtration sous vide sur membrane OSMONICS INC de porosité 0.45 μ m, afin d'être analysé par spectrophotométrie UV/Visible et à une longueur d'onde $\lambda = 335$ nm.

Après décantation, nous avons prélevé une certaine quantité d'eau tout en évitant une éventuelle remise en suspension du floc. Cette quantité est soumise à une filtration sous vide sur membrane OSMONICS INC de porosité 0.45 μ m, afin d'être analysé et nous avons déterminé les divers paramètres les plus influencés par cette étape à savoir.

- Le rendement d'élimination de la matière organique de type humique contenue naturellement dans l'eau de barrage de *Koudiet El M'douar*.
- Le taux d'élimination de la turbidité
- L'alcalinité complète et le pH final.

Les résultats que nous avons obtenus sont présentés sur les courbes de la **figure 11**.

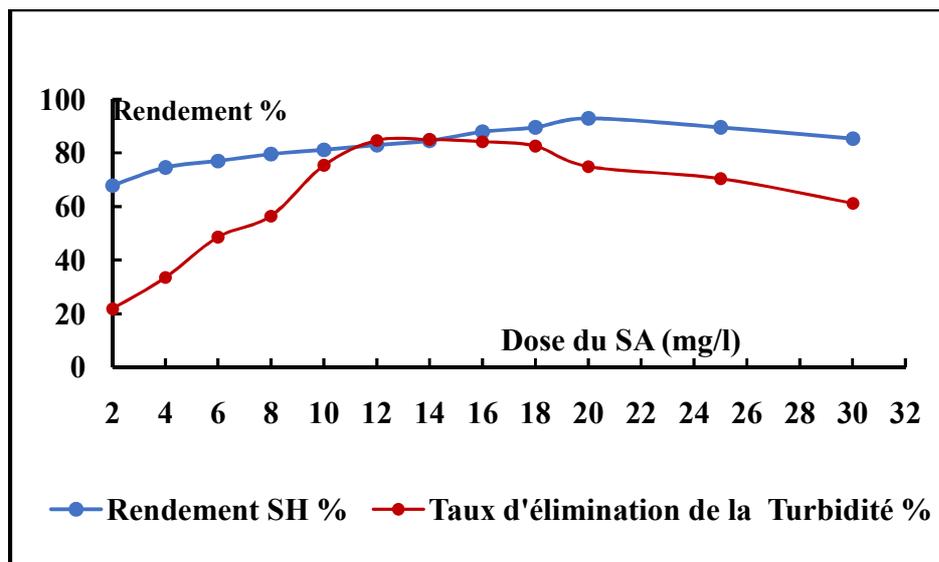


Figure 11: Influence de la dose de coagulant sulfate d'aluminium (SA) sur l'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de *Koudiet El M'douar*

D'après nos résultats, (**figure 11**) nous pouvons globalement constater que :

Le rendement d'élimination de la matière organique de type humique s'améliore avec l'augmentation de la dose de coagulant jusqu'à une dose de 20 mg/l qui correspond à un rendement de l'ordre de 92,92% puis une légère diminution est apparue.

Parallèlement à la matière organique, l'évolution de la turbidité montre que la dose optimale du sulfate d'aluminium (SA) est obtenue à 14 mg/l.

Il est important de signaler d'une part que, l'évolution de la turbidité lorsque la dose de sulfate d'aluminium augmente se fait selon 3 zones distinctes.

- Turbidité diminue : déstabilisation et diminution des colloïdes.
- Optimum d'élimination des colloïdes : valeur minimale de la turbidité
- Turbidité augmente à nouveau : inversion des charges et restabilisation des colloïdes.

D'autre part, l'évolution du rendement d'élimination de la matière organique de type humique lorsque la dose de sulfate d'aluminium varie et la même évolution que la turbidité mais l'optimum de l'élimination de la matière organique ne coïncide pas avec celui de la turbidité et les doses nécessaires sont supérieures, ce qui prouve que la matière organique est donc en grande partie sous forme dissoute.

Par ailleurs, les rendements d'éliminations sont plus importants pour la matière organique de type humique (92,92%) en comparaison avec les taux d'élimination de la turbidité (85,08%) peuvent être attribuables aux dimensions et aux poids molaires élevés des différentes fractions des substances humiques et dont une partie est sous forme colloïdale ce qui facilite leur élimination par formation, grossissement et sédimentation des floes.

Selon *Achour et Guesbaya, (2005)*, la structure chimique des substances humiques et notamment le nombre et la position des fonctions phénoliques et carboxyliques pourrait conditionner l'efficacité du procédé de floculation de ces substances.

Etant donné que les substances humiques se présentent en partie sous une forme colloïdale et que l'élimination des colloïdes est le domaine privilégié de la coagulation floculation, les bons rendements observés seraient donc liés essentiellement à l'état sous lequel se présente les substances humiques (*Lounnas, 2009 Harrat, 2013*)

De même, les résultats que nous avons obtenus et présentés sur les histogrammes de la **figure 12** ont pu enregistrer que :

Le pH et l'alcalinité (TAC) diminue avec l'augmentation de la dose de sulfate d'alumine.

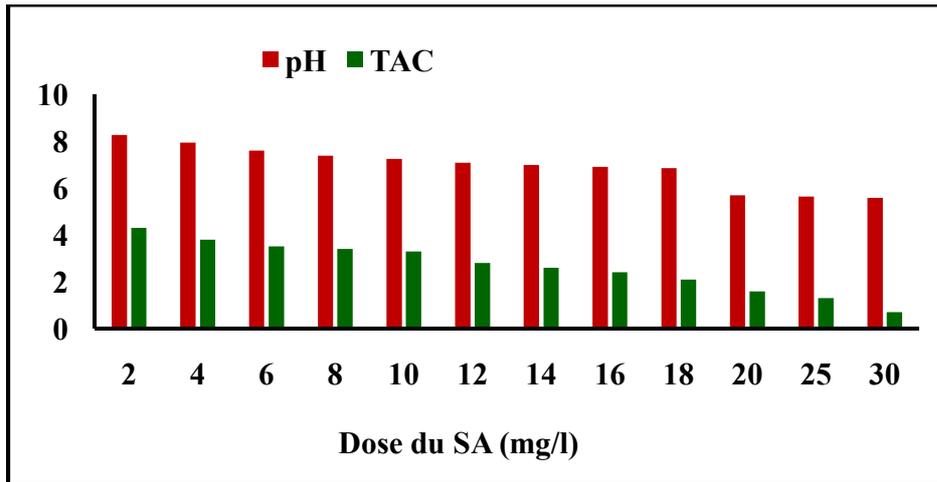
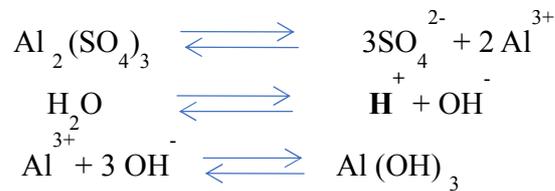


Figure 12 : Evolution du pH et de la turbidité en fonction de la variation du sulfate d'aluminium (SA).

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 Al^{3+} réagit avec 3 OH^- provenant de l'eau elle-même selon les réactions.



Une autre particularité de l'addition de coagulant dans l'eau est la consommation d'alcalinité. Le TAC baisse du fait que lors de l'utilisation du sulfate d'alumine, chaque Al^{3+} nécessite pour

passer à l'état $\text{Al}(\text{OH})_3$, 3OH^- provenant des bicarbonates et de l'eau elle-même, des protons H^+ sont libérés et le pH s'abaisse donc également.

Cependant, l'ensemble de nos résultats sont comparables à ceux obtenus par certains chercheurs dans les plus récents sont (*Lounnas, 2009; Harrat, (2013); Hecini (2016) et Bacha (2017)*).

II.2.2. Influence de la vitesse d'agitation sur la coagulation-floculation

Les expériences ont été réalisées sur jar-test pour une concentration fixe du sulfate d'aluminium égale à 30 mg/l. En ajoutons une même quantité du coagulant fixé préalablement et on varie la vitesse d'agitation rapide afin d'arriver à déterminer la vitesse optimale de l'agitation rapide à appliquer pour avoir une bonne homogénéisation du coagulant, donc une bonne floculation. Les résultats obtenus sont présentés sur les courbes de la **figure 13**.

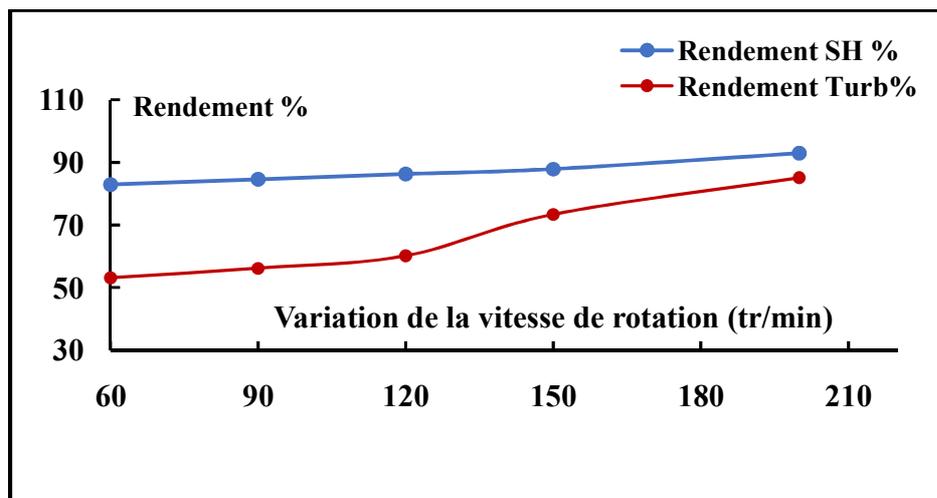


Figure 13 : Influence de la vitesse d'agitation sur la coagulation-floculation (l'élimination de la matière organique de type humique et la turbidité)

D'après nos résultats (**figure 13**) on observe que la vitesse de 200 tr/min est la meilleur dans la réduction de la turbidité et la matière organique de type humique. De ce fait, nous pourrions dire peut-être que, la vitesse d'agitation à une grande influence sur la coagulation-floculation, cette vitesse de coagulation doit être adéquate pour augmenter l'homogénéisation du réactif, donc

d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules colloïdales et la matière organique dissoute, et ne doit pas être lente.

II.2.3. Influence du PH de coagulation

L'étude de ce paramètre s'avère important du fait qu'il conditionne d'une part la dissociation des groupements fonctionnels existant dans la structure de la matière organique en fonction de leur pKa et d'autre part la spéciation du coagulant (formes solubles ou insolubles, chargées ou neutres).

La coagulation des eaux de barrage de *Koudiet El M'douar* par une dose constante de sulfate d'aluminium égale à 30 mg/l, a été réalisée dans une gamme de pH comprise entre 2 et 12. L'ajustement du pH est effectué à l'aide d'acide chlorhydrique ou de soude. Les résultats que nous avons obtenus sont présentés sur les courbes de la **figure 14**.

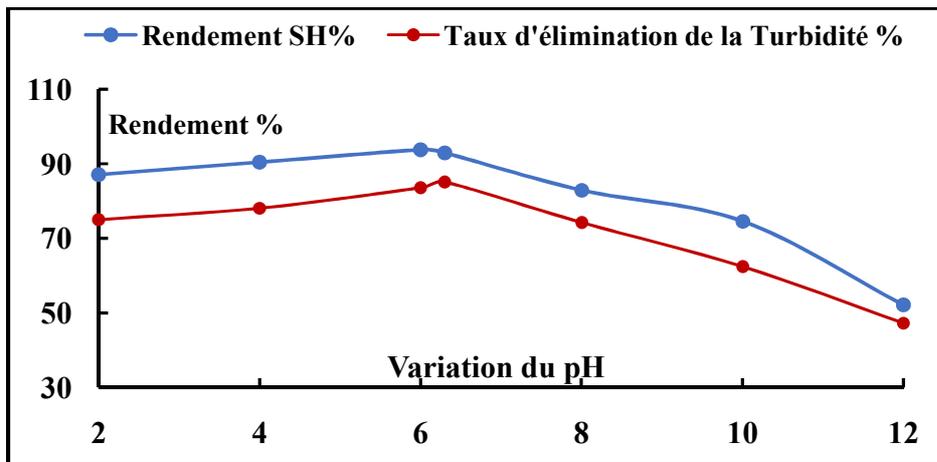


Figure 14 : Effet du pH de coagulation sur l'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de *Koudiet El M'douar*.

D'après la **figure 14**, nous pouvons observer que l'optimum de l'élimination de matière organique de type humique et de la turbidité à un pH voisin de la neutralité qui est 6,30.

Ce résultat est confirmé par la littérature (*Cathalifaudet al, 1995, Harrat, 2013*) et qui indiquent que le rendement optimal d'élimination des substances humiques par coagulation est obtenu dans des conditions de pH acide.

Les mécanismes les plus cités dans la bibliographie sont des réactions entre la matière organique et les précipités amorphes du coagulant d'une part et les formes solubles de l'aluminium d'autre part.

Cependant, à la valeur optimale déterminé par les essais (pH = 6,3), les espèces hydrolysées prépondérantes de l'aluminium seraient des complexes solubles cationiques qui pourraient conditionner les mécanismes de la coagulation-floculation. Les réactions possibles seraient la formation de complexes insolubles entre la matière organique de type humique et les composés hydroxo-aluminiques solubles (*Harrat, 2013*).

Parallèlement à la variation de la dose de la masse du sulfate d'aluminium, on a marqué aussi que les pH finaux subissent une légère diminution par rapport au pH initial (**tableau 5**).

Tableau 5 : Effet de la variation du pH du traitement sur l'évolution du pH_f et de l'alcalinité complet (TAC)

pH	2	4	6	6,3	8	10	12
pH _f	1,99	3,2	5,37	5,7	7,64	8,75	11,75
TAC (°F)	0	0,3	1,7	2,6	4	4,55	8,7

D'une façon générale, il est à signaler que plus le pH augmente, plus le degré d'hydrolyse devient important, il en résulte ainsi une série de complexes hydroxy-alumineux $Al(OH)_4^-$; $Al(OH)_5^{2-}$ (figure 15) (*Dégremont, 1990*). Ce qui diminue d'une part, l'efficacité de la coagulation/floculation par le sulfate d'alumine. D'autre part, il se traduit automatiquement à une augmentation dans les concentrations de l'alcalinité complète.

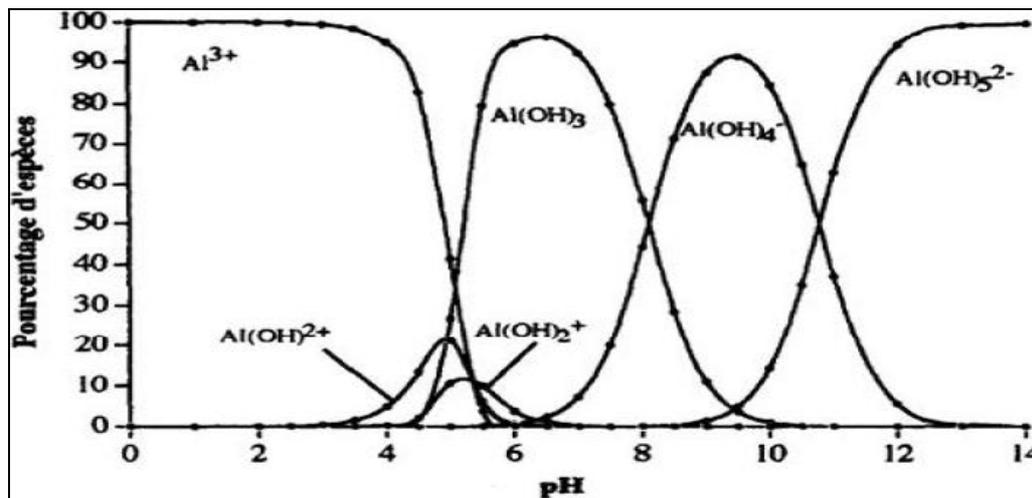


Figure 15: Diagramme de solubilité du sulfate d'aluminium en fonction du pH (Dégremont, 1990)

II.2.4. Influence des adjuvants

Nous avons testé au cours de notre étude deux types d'adjuvants selon le rôle que peut accomplir chacun d'eux. Il s'agit du charbon actif en poudre et d'un polymère utilisé au niveau de la station de Timgad.

Pour aboutir à notre objectif, nos essais ont été effectués selon le protocole du Jar-test à dose constante de coagulant (sulfate d'alumine) et à dose variables d'adjuvant de (0,20 à 1g) pour le charbon actif en poudre et de (0,01 à 0,10 g) pour le polymère. Pour étudier l'effet des adjuvants sur l'amélioration de la qualité des eaux de surface de *Koudiet EL M'douar* par coagulation-floculation, nous avons coagulé à la dose optimale de coagulant déterminée au préalable, soit 30 mg/l (Cf II.2.1) dans des béchers de 0,5 litre contenant des doses croissantes des adjuvants. Les résultats que nous avons obtenus sont présentés sur les histogrammes des figures 16 et 17.

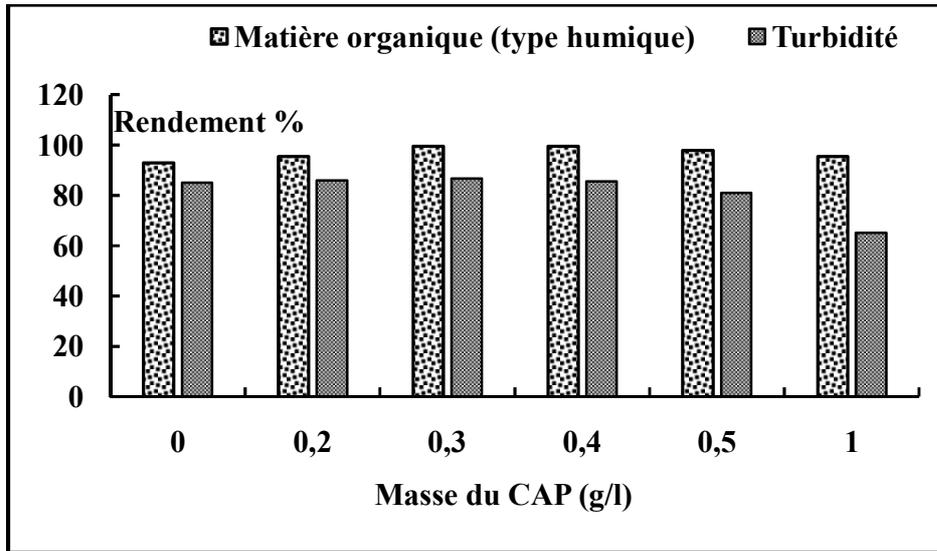


Figure16 : Essai de l'effet de la dose du charbon actif en poudre comme adjuvant de coagulation-floculation sur les rendements d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de *Koudiet El M'daouar*

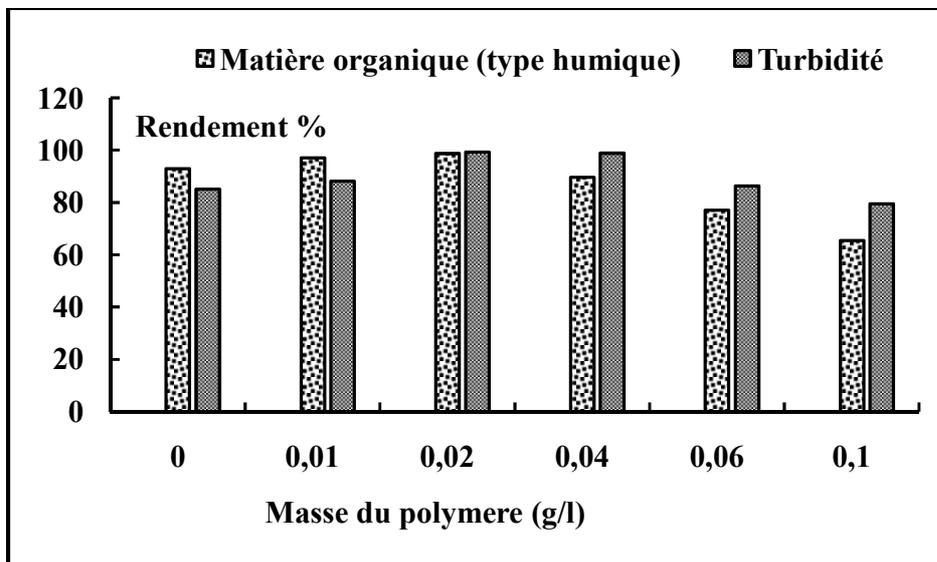


Figure17: Essai de l'effet de la dose du polymère comme adjuvant de coagulation-floculation sur les rendements d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de *Koudiet El M'daouar*

D'après les résultats obtenus, nous remarquons que les rendements d'élimination augmentent au fur et à mesure qu'augmente la dose de l'adjuvant jusqu'à un optimale puis une diminution. Les floes formés sont importants et décantent rapidement (décantation en piston), contrairement à l'utilisation du sulfate d'alumine seul (décantation diffuse).

Pour le charbon actif en poudre : La concentration optimale du charbon actif en poudre est de 0,30 g/l, permettant ainsi d'améliorer les rendements d'élimination de la turbidité et de la matière organique

Tandis que **pour le polymère :** La concentration optimale du charbon actif en poudre est de 0,02 mg/l, permettant ainsi d'améliorer les rendements d'élimination de la turbidité et de la matière organique

Nous constatons que l'utilisation du polymère améliore nettement le rendement d'élimination de la turbidité de même que celui de la matière organique de type humique.

On note ainsi que la comparaison des deux adjuvants montre que le charbon actif est le plus efficace, il conduit à une réduction de de la matière organique de type humique pour 0,3g/l. Mais le polymère améliore le rendement d'élimination de la turbidité jusqu'à 99,30 %) pour une dose 0,02g/ l.

Nous observant aussi que, le pH subit une légère augmentation avec l'augmentation de la dose du charbon actif en poudre. Par contre en présence du polymère on a enregistré une légère diminution à l'exception pour la dose de 0,10 mg/l qu'il y' a une augmentation. Ceci est probablement dû à la nature des fonctions chimiques qui existent dans la structure des colloïdes, matières dissoutes organique et minérale du milieu et l'adjuvant (**tableau 6**).

Tableau 6 : Effet des adjuvants sur les pH finaux

CAP (g/l)	0	0,2	0,3	0,4	0,5	1
pHf	5,7	5,76	5,96	6,18	6,35	6,45
Polymère (mg/l)	0	0,01	0,02	0,04	0,06	0,1
pHf	5,7	5,53	5,2	5,16	5,31	6,24

Cependant, il est important de signaler que nous avons comparé les résultats que nous avons obtenus avec celui de la station de traitement de Timgad.

Au niveau de la station et durant la période du prélèvement des eaux de barrage, les doses du coagulant et du polymère sont respectivement 20 mg/l et 0,075 mg/l. Mais ces doses ne sont jamais constantes, elles sont changeables selon la qualité des eaux brutes entrant à la station. Ces doses sont mises en œuvre après une étape de pré oxydation par le chlore.

A la sortie de la décantation le rendement d'élimination de la matière organique est de l'ordre de 50%. Au niveau de la station de Timgad la décantation est suivie par une filtration lamellaire. A ce stade l'élimination de la matière organique restante est de l'ordre de 18%. Tandis que, la valeur de la turbidité dans les eaux qui nous avons testées est de l'ordre de 97,36%. A la sortie du filtre est de 100%. Ce sont des très bons rendements d'élimination de la turbidité. Donc, nous pourrions dire peut-être que, l'objectif principal de la station de traitement des eaux de Timgad est l'élimination de la turbidité. Nos résultats est proche à ceux obtenus par *Marzoug (2015)* lors de l'étude d'un diagnostic de la station de traitement d'eau potable de Timgad.

II.3. Conclusion

Suit e aux différents points soulevés et discutés au cours de ce chapitre, il ressort que l'étude de l'influence des traitements parallèles à la coagulation –floculation s'avère très importante pour juger de l'efficacité de l'abattement de la turbidité et la matière organique en particulier de type humique.

L'injection d'adjuvants avec le sulfate d'alumine est nécessaire pour le traitement des eaux très chargées en matière organique.

L'utilisation des adjuvants les polymères pour l'amélioration de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, nous semble être une solution intéressante pour remplacer le charbon actif.

Conclusion générale

La coagulation-floculation présente un intérêt qui va au-delà de la simple clarification d'une eau puisqu'elle peut éliminer, si elle est optimisée, un pourcentage important de la matière organique

L'objectif de notre travail a été l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation au Sulfate d'aluminium de l'eau de barrage *Koudiet El M'douar*. Sachant que ce barrage alimente la station de traitement en eau potable de Timgad.

Pour aboutir à notre objectif, nous avons subdivisé notre mémoire en deux parties :

Une partie bibliographique regroupe deux chapitres ayant l'opportunité de faire une synthèse sur les différents polluants des eaux de surface. Parmi, ces polluants, nous avons fait une description générale sur la pollution des eaux de surface par la matière organique et en particulier de type humique qui fait l'objet de notre travail, ainsi que les différents procédés de traitement.

Cette partie bibliographique expose aussi la théorie du procédé de la coagulation-floculation ainsi que les différents coagulant et les mécanismes qui gouvernent le procédé. Ce chapitre a été couronné par quelques travaux qui ont été réalisés sur l'élimination de la matière organique en particulier de type humique par coagulation-floculation.

La seconde partie est la partie expérimentale regroupe aussi deux chapitres. Le premier chapitre rassemble les différentes méthodes de caractérisations et dosages des eaux du barrage testée. Dans ce chapitre on a marqué les essais de traitement par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium.

Le deuxième chapitre a pour objectif l'exploitation et la discussion des résultats que nous avons obtenus.

Les résultats que nous avons obtenus ont également montré que :

- A pH non ajusté, la dose optimale du sulfate d'aluminium obtenue pour l'élimination la matière organique de type humique est de 20 mg/l, ce qui correspond à un rendement de l'ordre de 92, 92%. Tandis que, celle de la turbidité est de 14 mg/l(85,08%).
- Les rendements d'éliminations sont plus importants pour la matière organique de type humique en comparaison avec les taux d'élimination de la turbidité, nous avons

Conclusion générale

expliqué ces résultats par le fait que, les dimensions et le poids molaires des différentes fractions des substances humiques sont plus élevée dont une partie est sous forme colloïdales ce qui facilite leur élimination par formation, grossissement et sédimentation des floes.

- Dans cet essai on a bien enregistré que le pH et l'alcalinité (TAC) diminue avec l'augmentation de la dose de sulfate d'alumine.
- L'augmentation de la vitesse d'agitation rapide conduit à une bonne homogénéisation du coagulant, donc une bonne floculation.
- Le rendement optimal d'élimination des substances humiques par coagulation-floculation est obtenu à pH acide.
- L'utilisation du charbon actif en poudre comme adjuvant et les polymères pour améliorer le procédé de la coagulation floculation ont enregistré que le charbon actif en poudre est le plus efficace, il conduit à une réduction de 99,60% de la matière organique de type humique pour 0,3g/l du charbon. Cette amélioration a été justifiée par un phénomène d'adsorption supplémentaire sur les sites du charbon actif en plus de l'adsorption sur les floes d'hydroxyde d'aluminium. Mais le polymère améliore le rendement d'élimination de la turbidité jusqu'à 99,30 % pour une dose 0,02g/l.

En fin, nous pourront conclure, que le procédé de la coagulation-floculation a bien prouvé son efficacité dans l'élimination de la matière organique de type humique (polyaromatiques), ainsi que les matières en suspension (turbidité).

LISTES DES FIGURES

Partie I : Partie Bibliographique

Chapitre I :

Figure 1	Mécanismes de formation des substances humiques du sol	8
Figure 2	comparaison entre les acides humiques et les acides fulviques	10
Figure 3	Effet de la pollution sur les eaux de surface	11
Figure 4	Schéma générale d'une station de traitement	13

Chapitre II :

Figure 5	Potentiel électrique de particules colloïdales	20
Figure 6	Diagramme de solubilité des formes hydrolysées de l'aluminium	22
Figure 7	Diagramme de solubilité des formes hydrolysées du fer	23

Partie II : Partie expérimentale

Chapitre I Procédure expérimentale

Figure 8	Localisation du barrage	28
Figure 9	Courbe d'étalonnage des substances humiques	30
Figure 10	Floculateur de laboratoire utilisé pour les essais de coagulation-	32

floculation

Chapitre II	Possibilité d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité d'une eau de surface	
Figure 11	Influence de la dose de coagulant sulfate d'aluminium (SA) sur l'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de <i>Koudiet El M'douar</i>	35
Figure 12	Evolution du pH et de la turbidité en fonction de la variation du sulfate d'aluminium (SA)	37
Figure 13	Influence de la vitesse d'agitation sur la coagulation-floculation (l'élimination de la matière organique de type humique et la turbidité)	38
Figure 14	Effet du pH de coagulation sur l'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de <i>Koudiet El M'douar</i>	39
Figure 15	Digramme de solubilité du sulfate d'aluminium en fonction du pH	41
Figure 16	Essai de l'effet de la dose du charbon actif en poudre comme adjuvant de coagulation-floculation sur les rendements d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de <i>Koudiet El M'daouar</i> .	42
Figure 17	Essai de l'effet de la dose du polymère comme adjuvant de coagulation-floculation sur les rendements d'élimination de la matière organique de type humique et de la turbidité des eaux de barrage de <i>Koudiet El M'daouar</i>	42

Résumé

L'objectif de notre travail a été l'élimination de la matière organique de type humique par coagulation-floculation au Sulfate d'aluminium de l'eau de barrage *Koudiet El M'douar* qui alimente la station de traitement en eau potable de Timgad. Les résultats que nous avons obtenus montré qu'à pH non ajusté, la dose optimale du sulfate d'aluminium obtenue pour l'élimination la matière organique de type humique est de 20 mg/l, ce qui correspond à un rendement de l'ordre de 92, 92%. Tandis que, celle de la turbidité est de 14 mg/l (85,08%). Le pH et l'alcalinité (TAC) finaux diminuent avec l'augmentation de la dose de sulfate d'alumine. Le pH optimal du traitement est le pH acide. L'utilisation du charbon actif en poudre comme adjuvant a amélioré l'élimination de la matière organique de type humique. Par contre, le polymère améliore l'élimination de la turbidité.

Mots Clé : Coagulation-floculation, matière organique, sulfate d'aluminium, polymère, charbon actif en poudre

ملخص

الهدف من عملنا هو إزالة المادة العضوية ذات النوعية الدبالية عن طريق التخثر و التكتل باستخدام سيلفات الأليمينيوم بمياه سد كدية المدور، الذي يغذي محطة معالجة مياه الشرب بتيمقاد. أظهرت النتائج التي حصلنا عليها أنه عند الرقم الهيدروجيني غير المعدل ، الكمية المثلى لسيلفات الأليمينيوم من أجل إزالة المادة العضوية الدبالية قدرة ب20ملغ/ل، وهو ما يعادل مردود يبلغ حوالي 92, 92%. اما بالنسبة لتعكر قدرت ب 14ملغ/ل (85.08%). في نهاية العملية تحصلنا على انخفاض الرقم الهيدروجيني وقاعدية الوسط مع زيادة تركيز جرعة سيلفات الأليمينيوم . الرقم الهيدروجيني الأمثل لعملية المعالجة هو الرقم الهيدروجيني الحامضي . مسحوق الكربون المنشط كمساعد يحسن القضاء على المواد العضوية ، ومن ناحية أخرى ، بوليمار يحسن القضاء على التعكر.

الكلمات المفتاحية: التكتل والتخثر ،المواد العضوية،سيلفات الأليمينيوم ،بوليمار ، مسحوق الكربون المنشط .

Conclusion générale

La coagulation-floculation présente un intérêt qui va au-delà de la simple clarification d'une eau puisqu'elle peut éliminer, si elle est optimisée, un pourcentage important de la matière organique

L'objectif de notre travail a été l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation au Sulfate d'aluminium de l'eau de barrage *Koudiet El M'douar*. Sachant que ce barrage alimente la station de traitement en eau potable de Timgad.

Pour aboutir à notre objectif, nous avons subdivisé notre mémoire en deux parties :

Une partie bibliographique regroupe deux chapitres ayant l'opportunité de faire une synthèse sur les différents polluants des eaux de surface. Parmi, ces polluants, nous avons fait une description générale sur la pollution des eaux de surface par la matière organique et en particulier de type humique qui fait l'objet de notre travail, ainsi que les différents procédés de traitement.

Cette partie bibliographique expose aussi la théorie du procédé de la coagulation-floculation ainsi que les différents coagulant et les mécanismes qui gouvernent le procédé. Ce chapitre a été couronné par quelques travaux qui ont été réalisés sur l'élimination de la matière organique en particulier de type humique par coagulation-floculation.

La seconde partie est la partie expérimentale regroupe aussi deux chapitres. Le premier chapitre rassemble les différentes méthodes de caractérisations et dosages des eaux du barrage testée. Dans ce chapitre on a marqué les essais de traitement par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium.

Le deuxième chapitre a pour objectif l'exploitation et la discussion des résultats que nous avons obtenus.

Les résultats que nous avons obtenus ont également montré que :

- A pH non ajusté, la dose optimale du sulfate d'aluminium obtenue pour l'élimination la matière organique de type humique est de 20 mg/l, ce qui correspond à un rendement de l'ordre de 92, 92%. Tandis que, celle de la turbidité est de 14 mg/l(85,08%).
- Les rendements d'éliminations sont plus importants pour la matière organique de type humique en comparaison avec les taux d'élimination de la turbidité, nous avons

Conclusion générale

expliqué ces résultats par le fait que, les dimensions et le poids molaires des différentes fractions des substances humiques sont plus élevée dont une partie est sous forme colloïdales ce qui facilite leur élimination par formation, grossissement et sédimentation des floes.

- Dans cet essai on a bien enregistré que le pH et l'alcalinité (TAC) diminue avec l'augmentation de la dose de sulfate d'alumine.
- L'augmentation de la vitesse d'agitation rapide conduit à une bonne homogénéisation du coagulant, donc une bonne floculation.
- Le rendement optimal d'élimination des substances humiques par coagulation-floculation est obtenu à pH acide.
- L'utilisation du charbon actif en poudre comme adjuvant et les polymères pour améliorer le procédé de la coagulation floculation ont enregistré que le charbon actif en poudre est le plus efficace, il conduit à une réduction de 99,60% de la matière organique de type humique pour 0,3g/l du charbon. Cette amélioration a été justifiée par un phénomène d'adsorption supplémentaire sur les sites du charbon actif en plus de l'adsorption sur les floes d'hydroxyde d'aluminium. Mais le polymère améliore le rendement d'élimination de la turbidité jusqu'à 99,30 % pour une dose 0,02g/l.

En fin, nous pourront conclure, que le procédé de la coagulation-floculation a bien prouvé son efficacité dans l'élimination de la matière organique de type humique (polyaromatiques), ainsi que les matières en suspension (turbidité).

Références Bibliographiques

- **Abdelghani T., Jacqueline D., Philippe D., Philippe T, (2014)**. Propriétés physico-chimiques et biologiques des substances humiques en relation avec le développement végétal (synthèse bibliographique). *biotechnol. agron. soc. environ.* 18(3), 436-445.
 - **Achour, (2001)**. Incidence des procédés de chloration, de floculation et d'adsorption sur l'évolution de composés organiques et minéraux des eaux naturelles, thèse de doctorat, université de tizi-ouzou.
 - **Achour S., Guergazi S., Guesbaya N., Seghairi N., Youcef L, (2002)**. Incidence des procédés de chloration, de floculation et d'adsorption sur l'évolution de composés organiques et minéraux des eaux naturelles, *larhyss journal*, 1, 107-128.
 - **Achour S., Guesbaya N, (2005)**. Coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques. *larhyss journal*, 04, 153-168, biskra, algérie.
 - **Achour S., Guasbaya N, (2006)**. Essais de floculation de substances humiques en milieu aqueux minéralisés, *larhyss journal*, 5, juin, 171-178.
 - **Adamczyk Z, (2003)**. Particle adsorption and deposition: role of electrostatic interactions. *advanced in colloïde and interface science*, 100-102, 267-347.
 - **Amirtharajah A., Mills K.M, (1982)**. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation, *j. am. water. wks. ass.*, 74, 4, 210-216.
 - **ASEF, (Association Santé Environnement France), (2010)**. Synthèse sur la pollution de l'eau : origine et impacts.
 - **Babcock D.B., Et Singer P.C, (1979)**. Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids, *j. am. water. wks. ass.*, 71, 3, 149-152
 - **Bacha, N, (2017)**. Influence de paramètres réactionnels sur la stœchiométrie sulfate d'aluminium /substances aromatiques/acides dans des eaux à minéralisation variable. thèse doctorat en sciences hydraulique. université de biskra.
 - **Baptiste Jean G Et Rabel L, (1995)**. Premier cours national post-graduate sur l'irrigation, le drainage et la gestion des ressources hydriques.
 - **Beaudry J.P, (1984)**. Traitement des eaux. ed le griffon d'argile, québec.
 - **Bensadok K, (2007)**. Procédé de traitement d'émulsions huile/eau et eau/huile- cas particulier d'émulsions d'huile de coupe, thèse de doctorat d'état, université des sciences et de la technologie houari boumedienne.
 - **Berthe C, (2006)**. Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. thèse de doctorat : université de limoges (france).
 - **Cathalifaud G., Ayele J., Mazet M, (1995)**. Optimisation of micropollutant removal onto powdered activated carbon during the coagulation-flocculation step, *j water srt –aqua* 44, 2, 55-59.
 - **Chalon C., Leroy D., Thome J-P. & Goffart A, (2006)**. Les micropolluants dans les eaux de surface en région wallonne : dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. *aquapole-ulg. liège* : 137p.
 - **Chekroud H, (2007)**. Etude de la pollution des eaux de la plaine de Tezoua due aux activités agricoles et commerciales. mémoire de magister, université de skikda, Algérie.
 - **Chen J., Le Boeuf E.J., Dai S. & Gu B, (2003)**. Fluorescence spectroscopic studies of natural organic matter fractions. *Chemosphere*, 50, 639-647.
-

Références Bibliographiques

- **Dégréement , (1989)**. Mémento technique de l'eau, technique et documentation, tome 1, p : 5, 24,25.
 - **Dégrémont, (1990)**. Mémento technique de l'eau, 9è m e édition, ed. degremont, paris.
 - **Dentel S.K, (1991)**. Coagulant control in water treatment, crit. rev. environ. control, 21, 1, 41-135.
 - **Desille D, (2012)**. Conservation et traitement de l'eau à domicile, programme solidarité eau, agence française de développement, pp : 12-17.
 - **Desjardins R, (1997)**. Le traitement des eaux, 2ème édition, ed. de l'école polytechnique de Montréal.
 - **Genin B., Chauvin C., &Menard F, (2003)**. Cours d'eau et indices biologiques : pollution,méthodes, ibgn ; 2ème édition : 221 p.
 - **Hall E.S., Packham R.F, (1965)**. Coagulation of organic color with hydrolyzing coagulants, j. am. w .
 - **Harrat N, (2013)**.Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface,université mohamed khider – biskra,faculté des sciences et de la technologie,p(43-45)
 - **Hecini, L. (2016)**. Incidence de la coagulation-floculation des eaux sur l'élimination de la matière organique aromatique en présence de sels calciques, sulfatés et phosphatés thèse de doctorat en sciences hydraulique université mohamed khider - biskra.
 - **Hundt, T.R., O'melia, C.R, (1988)**.Aluminium fulvic acid interaction-mechanism and application, j. am. water.wks ass., 80, 4, 176-186.
 - **Jeckel M, (1986)**. Inter actions of humic acids and aluminium salts in flocculation process, wat. res., 20, 1535-1542.
 - **Jestin E, (2006)**. La production et le traitement des eaux destinées à l'alimentation et à la préparation de denrées alimentaire, agence de l'eau seine-normandie, hérouville saint clair, pp : 17-32. 34p.
 - **Kang K.H., Shin H.S. & Park H, (2002)**.Characterization of humic substances present in landfil leachates withdifferent ages and implications. wat. res., 36(16), 4023-4032.
 - **Lefebvre E., Legube B, (1993)**. Coagulation floculation par le chlorureferrique de quelques acides et phénols en solution aqueuse, wat. res., 27, 3, 433-447.
 - **Lounnas A, (2009)**. Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station hamadi krona de skikda. mémoire de magister en chimie option : pollutions chimiques & environnement. université du 20 août 1955 skikda.
 - **Marzoug Z, (2015)**. Diagnostique de la station de traitement d'eau potable de timgad. mémoire de master, en hydraulique, option hydraulique urbaine, université de biskra.
 - **Masschelein W.J, (1996)**. Processus unitaire du traitement de l'eau potable, edition cebe, doc spilliége, pp : 181-345.
 - **Mazet M., Waismossa, M.T, (1991)**. Influence des sels minéraux sur l'adsorption des acides humiques sur floccs d'hydroxydes de fer préformés, enviro. techno, 12, 725-730.
 - **Melquiot P, (2010)**. Pollution de l'eau est une définition du dictionnaire environnement et développement durable, 192 p. sur sit : www.actualites-news-environnement.com
 - **Nanny M.A. &Ratasuk N, (2002)**. Characterization and comparison of hydrophobic neutral and hydrophobicacid dissolved organic carbon isolated from three municipal landfil leachates. wat. res., 36, 1572-1584.
 - **Narkis, N., Rebhun M, (1975)**. The mechanism of flocculationprocesses in the presence of humic substances, j. am. water wks ass.,69, 6, 325-328
-

Références Bibliographiques

- **Narkis N., REBHUN M, (1977).** Stoichiometric relationship between humic and fulvic acids and flocculants, *j. am. water wks ass.*, 69, 6, 325-328.
 - **O'Melia N, (1972).** Coagulation and flocculation – in “physicochemical processes for water quality control”, ed. by weber w.j., a wiley interscience publication, new york, chap. 2, 6-107.
 - **OCDE,(2008) :Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development Staff,2008 .** La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'ocde depuis 1999 : 657 p.
 - **Parfitt R.L., Fraser A.R., Farmer V.C, (1977).** Adsorption of hydrous oxides .III. fulvic acid and humic acid on goethite, gibbsite and imogolite, *journal soil science*, 28, 289-296.
 - **Rezeg A, (2004).** Elimination d'acides organiques hydroxylés et carboxylés par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium.thèse de magister en sciences hydrauliques .université de biskra algérie .
 - **Rezeg A, (2010).** Etude des mécanismes d'élimination de la matière organique par un procédé combiné floculation-adsorption en présence de sels et d'oxydes métalliques. thèse de doctorat en sciences hydrauliques, université de biskra algérie.
 - **Rodier J, (1996).** L'analyse de l'eau. 8ème édition, ed dunod. paris.
 - **Stevenson F.J, (1977).** Nature of divalent transition metal complexes of humic acids as revealed by a modified potentiometric titration method, *soil sci.*, 123 (1),10-17.
 - **Stevenson, F.J, (1982).** Extraction, fraction and general chemical composition of soil organic matter. in stevenson fj, editor. *humus chemistry, genesis, composition, reactions.* john wiley and sons, new york.
 - **Stevenson F.J, (1994).** *Humus chemistry. genesis, composition, reactions.* 2nd ed. new york, usa: john wiley & sons.
 - **Stumm W., Lee G.F, (1960).** The chemistry of aqueous iron, *schweiz. z. hydrol.*, 22, 295-319.
 - **Stumm W., Morgan J.J, (1962).** Chemical aspects of coagulation, *j. am. water wks ass.*, 54,8, 971-994ater. wks. ass., 57, 9, 1149-1166.
 - **TAZI SADEQ H, (2007).** Du droit de l'eau au droit à l'eau au maroc et ailleurs : 473 p.
 - **Thill G. et EZIN J.P, (2002).** L'eau, patrimoine mondial commun: co-expertise scientifique et participative et gouvernance : 303 p.
 - **Trevisan S, (2010).** A Genomic approach for studying the biological activity of humic substances. thèse de doctorat : université de padoue (italie).
 - **Valiron F,(1984).** Gestion des eaux. alimentation en eaux, assainissement, presse de l'école nationale des ponts et chaussées, france.
 - **Van Benschoten J.E., Edzwald J.K, (1990).** Chemical aspects of coagulation using aluminum salts. ii. coagulation of fulvic acids using alum and polyaluminum chloride, *wat. res.*, 24, 12, 1527-1535.
 - **Van Breemen An., Nieuwstad T.J., Van Der Meent-Olieman, (1979).** The fate of fulvic acids during water treatment, *wat. res.*, 13, 8, 771-780.
 - **Van De Ven, T. G. M, (1989).** Colloidal hydrodynamics. london: academic press.
 - **Verwey E., And Overbeek J, (1948).** Theory of the stability of lyophobic colloids', elsevier, amsterdam, newyork.
 - **Zhang Y, Moqtaderi Z, Rattner BP, Euskirchen G, Snyder M, Kadonaga JT, Liu XS, Struhl K,(2009).** Intrinsic histone-dna interactions are not the major determinant of nucleosome positions in vivo. *nat struct mol biol* 16(8):847-52.
-