

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE ABOU BEKR BELKAID – TLEMCEN

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE CHIMIE

Laboratoire de Chimie Inorganique et Environnement

MEMOIRE

En vue de l'obtention du

DIPLOME DE MAGISTER

Spécialité : Chimie

Option : Chimie Inorganique et Environnement

Thème

**Effet de la coagulation-floculation sur la qualité
des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz**

Présenté par :

Mr lakhdari bouazza

Soutenu le 12 Décembre 2011, devant le jury composé de :

Président : *Mr Y.HAREK, Professeur au Département de Chimie*

Examineur : *Mr O.ABDERRAHIM Maître de Conférences au Département de Chimie*

Examineur : *Mr N.BELKHOUCHE Maître de Conférences au Département de Chimie*

Rapporteur: *Mr A.CHIBOUB-FELLAH Professeur au Département d'Hydraulique*



Dédicace

*Je dédie ce modeste travail à mes très chers parents
qui m'ont toujours soutenu avec leurs encouragements
et qui m'ont donné un magnifique modèle de labeur et
de persévérance, en hommage affectueux.*

A toute ma famille.

A Ismail TOUATI et sa petite famille.

A tous mes amis :

*Sofiane, Larbi, Nadir, Yacine, Berahma, Miloud,
Nacef, Tounci, Mohamed, Ali, Hocine et les
camarades de la société AOA.*

Remerciements

Ce travail a été réalisé au laboratoire de Chimie Inorganique et Environnement (CIE) de l'Université de Tlemcen, dont la responsable est Mlle. MOKHTARI Malika, Professeur à l'Université de Tlemcen.

J'ai le grand honneur de faire hommage à feu professeur Yacouta Nour Aicha.

Je tiens à remercier vivement Mr CHIBOUB-FELLAH Abdelghani, Maître de Conférences à l'Université de Tlemcen, qui m'a proposé ce sujet de recherche si passionnant et intéressant, et à qui je témoigne ma profonde reconnaissance pour le suivi constant et les conseils dont j'ai pu bénéficier au cours de ce travail.

Je remercie Mr Y.HAREK, Professeur à l'Université de Tlemcen, pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de présider le jury de ce mémoire.

Mes remerciements s'adressent également au Professeur Mr O.ABDERRAHIM et Mr N.BELKHOUCHE Maître de Conférences à l'Université de Tlemcen,, pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail et pour avoir accepté de l'examiner.

Je remercie les responsables de la station d'épuration d'Ain el houtz, pour leur aide concernant les informations et les échantillons des eaux traitées.

Je remercie infiniment les responsables du laboratoire de traitement des eaux faculté de technologie au pole Chetwane ; Université de Tlemcen.

Les analyses des métaux lourds par spectrophotométrie et la DCO ont été faites au niveau de l'ADE et de la station d'épuration d'Ain el houtz. Un grand MERCI pour les responsables et tous les employeurs.

Je remercie mes frères BENSAHA Sofiane et BOULEFRED Soumia, pour leur aide.

Enfin, je tiens également à remercier tous les camarades du laboratoire de Chimie Inorganique et Environnement pour la bonne humeur et les bons moments passés ensemble et je suis spécialement reconnaissant envers ma famille qui a toujours été présente.

LISTE DES TABLEAUX

N° TABLEAU :	TITRE :	PAGES :
Chapitre I		
I. 1	Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de STOKES	6
I.2	Dérivés des sels d'aluminium et de fer.	14
Chapitre III		
III.1	Classification des eaux d'après leur pH.	38
III.2	Classes de turbidité usuelles (NTU, nephelometric turbidity unit)	39
III.3	Effet de la concentration du coagulant sur les paramètres d'analyse	47
III.4	Effet de la concentration du coagulant, température et pH sur la turbidité et MES des 4 prélèvements	48
III.5	Effet de la concentration des MES, sur la coagulation	49
III.6	Les prélèvements pour chaque mois	50
III.7	Effet du pH sur la coagulation	51
III.8	Effet de la température sur l'élimination de la turbidité et MES	52
III.9	Turbidité et MES avec et sans flocculant.	52
III.10	Coagulation-floculation dans les conditions optimums.	53
III.11	Impact de coagulation floculation sur les métaux lourds	54

LISTES DES FIGURES

N° FIGURE :	TITRE :	PAGES :
Chapitre I		
I.1	Potentiel électrique de particules colloïdales	7
I.2	Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule	9
I.3	Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation	10
I.4	Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère	11
I.5	Diagramme de coagulation au sulfate d'aluminium	12
I.6	Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation	13
Chapitre III		
III.1	Jar-test (floculateur 11197).	36
III.2	Conductimètre.	37
III.3	pH mètre (PHM220)	38
III.4	Turbidimètre (2100N)	39
III.5	DCO mètre	40
III.6	Pilote coagulation floculation et décantation TE600	46
Chapitre IV		
1	variation de la turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant.	58
2	Effet de la concentration du coagulant sur le pH	59
3	Effet de la concentration du coagulant sur la DCO	60
4	Effet de la dose du coagulant sur la salinité	61
5	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour la première semaine	62

6	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour la deuxième semaine	62
7	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour la quatrième semaine	63
8	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 10 mg/l en MES	65
9	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 15 mg/l en MES	65
10	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 20 mg/l en MES	66
11	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 25 mg/l en MES	66
12	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 30 mg/l en MES	67
13	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 35 mg/l en MES	67
14	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 40 mg/l en MES	68
15	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 45 mg/l en MES	68
16	Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 50 mg/l en MES.	69
17	Courbes de turbidité pour le prélèvement de chaque mois	70
18	Courbes des MES pour le prélèvement de chaque mois	70

19	Courbes de turbidité et des MES à pH= 8,00	71
20	Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,80	72
21	Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,60	72
22	Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,60	73
23	Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,20	73
24	Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,00	74
25	Courbes de turbidité et des MES à pH= 6,80	74
26	Courbes de turbidité et des MES à pH= 6,50	75
28	Courbes de turbidité en fonction de la dose du coagulant pour différentes températures	77
29	Courbes des MES en fonction de la dose du coagulant pour différentes températures	78
30	Courbes de turbidité et de MES en fonction de la dose du coagulant sans ajout de flocculant	79
31	Courbes de turbidité et de MES en fonction de la dose du coagulant avec ajout de flocculant	80
32	Courbes de turbidité et MES en fonction du coagulant dans les conditions optimales	81
33	Courbe de DCO en fonction du coagulant aux conditions optimales	81

SOMMAIRE

Liste des tableaux

Listes des figures

Introduction : 1

CHAPITRE1

I.	Coagulation-floculation :.....	5
II.	Les suspensions colloïdales – Nécessité de la coagulation	5
III.	Théorie de la double couche	6
IV.	Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation :	8
V.	Les étapes de l'agrégation :	9
VI.	Coagulants utilisés	14
VII.	Aides-coagulants (adjuvant de floculation) :	15
VIII.	Facteurs intervenants dans la coagulation :	16
	1. Effets du pH	17
	2. Valence des colloïdes	17
	3. potentiel Zeta	18
	4. Grosseurs et concentration des particules colloïdales	19
	5. Etat d'hydratation	19
	6. Electrifications des particules	20
	7. Concentration du coagulant	20
	8. Vitesses et temps d'agitation	20
	9. Rôle des bicarbonates dans l'eau	21

CHAPITRE 2

I.	Les eaux usées :.....	23
1.	Les eaux usées domestiques	23
2.	Les eaux industrielles	23
3.	Les eaux pluviales	24
II.	Les principaux paramètres mesurés dans les eaux usées	24
III.	Description De La Station D'épuration De La Ville De Tlemcen.....	25
1.	Description Des Installations :	25
2.	Donnees De Base	31
3.	Caracteristiques Apres Traitement Prevues Par L'étude:	32

CHAPITRE 3

1-	Produits et matériels utilisés	34
a-)	Produits	34
	Solutions de coagulant :.....	34
	Solution de floculant :.....	34
b)-	Matériels et paramètres d'analyse.....	34
	Le Jar-test : Protocole :.....	34
	Paramètres d'analyses	36
1.	Température.....	36

2. Conductivité	37
3. pH :	38
4.Turbidité.....	39
5. La DCO.....	40
Pilote TE 600	41
Procédure générale de mise en route.....	42
2- Experiences :.....	47
2-1) Effet de concentration du coagulant :.....	47
2.2- Les prélèvements du mois de Janvier	47
2.3- Effet des MES :.....	48
2.4- Effet de la saison sur le processus	49
2.5- Effet de pH	50
2.6- Effet de température	51
2.7- Effet du flocculant	51
2.8- Conditions Optimums	53
2.9- Coagulation –floculation et métaux lourds	53
2.10- Mode opératoire avec le pilote TE 600_.....	54
2.11-Applications des conditions optimums sur le pilote TE600	55

CHAPITRE IV

1 - Effet de la concentration du coagulant sur la coagulation	57
a) Sur la turbidité et les MES	57
b) Sur le pH	58

c) Sur la DCO	59
d) Sur la salinité	60
2- Les prélèvements du mois de janvier	61
3- Effet de la concentration des MES sur la coagulation	64
4- Les prélèvements pour chaque mois	69
5- Effet du pH.....	71
6- Effet de la température.....	76
7- Effet du flocculant	78
8- Traitement dans les Conditions Optimums	80
9- Effet de la coagulation sur les métaux lourds	82
Conclusion générale	83

INTRODUCTION

Introduction

Introduction :

A la fin du siècle dernier, le nombre de personnes qui n'avaient pas accès à l'eau potable était estimé à 1,1 milliards soit 1/6 de la population mondiale (**Holt et al. 2005**)^[1]. Les besoins en eau potable augmentent régulièrement avec l'accroissement démographique et l'industrialisation dont de nombreux pays émergents. Souvent réputée être liée au tiers monde, la problématique de l'eau potable s'est généralisée au point que les pays développés comme les Etats-Unis et l'Australie commencent à ne plus négliger la préservation de cette ressource naturelle. Le principal problème de l'accès à l'eau potable est dû à une mauvaise répartition dans le monde mais aussi à une pollution continue des ressources en eau par l'industrie, l'agriculture et les rejets urbains (**Khemis, 2005**)^[2]. Les eaux de retenue des barrages, les rivières, les lacs et les nappes phréatiques sont de plus en plus pollués entraînant aussi des conséquences inquiétantes sur la faune aquatique (**Fent, 1996**)^[3]. En plus de ces facteurs humains, dont on peut penser que l'impact sera progressivement atténué par une prise de conscience rapide de la population et des autorités, les processus géochimiques naturels ont contribué à contaminer les eaux souterraines par des polluants naturellement présents dans les sols (**Mollah et al. 2001**)^[4].

Le traitement biologique des eaux est une méthode souvent efficace et peu coûteuse. Il est utilisé pour le traitement des eaux usées urbaines mais aussi de certaines eaux issues du domaine agroalimentaire ou d'autres industries. La principale contrainte d'utilisation systématique de cette méthode de traitement provient de la difficulté d'acclimater des bactéries à certains effluents et à leur inhibition par certains composants chimiques (**Alinsafi et al. 2005**)^[5] ainsi que la durée du traitement.

Plusieurs efforts d'investissement de notre pays, fournis durant cette dernière décennie ont permis l'émergence de très nombreuses stations d'épuration urbaines et industrielles, cela démontre le noble objectif poursuivi, à savoir la préservation de la santé publique et de milieu naturel, ainsi que la protection des ressources en eaux potables tant superficielles que souterraines. Dans ce cadre le rôle de la station d'épuration STEP de Ain El Houtz est d'épurer les eaux usées de la ville de Tlemcen.

Les procédés mécaniques et physiques comme le dégrillage, le dessablage et les traitements biologiques par boues activées ont permis d'éliminer une grande partie des

Introduction

matières contenues dans l'eau. Mais après ces opérations l'eau contient toujours une quantité des substances composées de matière en suspension, de colloïdes et des particules très fines difficilement décantables.

Les eaux épurées par la STEP de Ain El Houtz sont destinées à l'irrigation, seulement elles sont trop chargées et pas claire car elles contiennent entre 30 à 50 g/l des matières en suspension (**fiche technique**)^[6], d'où une turbidité assez importante. La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites particules colloïdales (**Kaplan, D et al 1997**)^[7]. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, du fait de leur grande stabilité, elles n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres (**Kretschmar, R et al 1999**)^[8].

Pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation. La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension (**K- bensadok 2009**)^[9], c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques. La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on pourra facilement éliminer par décantation.

Le but de notre travail est d'améliorer la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Hout, pour les différentes concentrations de MES. Pour éliminer ces particules on a recourt aux procédés de coagulation-floculation et décantation. Les coagulants utilisés pour traitement des eaux sont nombreux. L'efficacité de ces coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Sulfate d'aluminium; sulfate ferreux et chlorure ferrique sont généralement les coagulants utilisés (**Thornton et Blanc, 1973**)^[10]; **Cook et Foree, 1974**^[11]; **Ho et al., 1974**^[12]; **Keenan et al., 1983**^[13]; **Slater et al., 1983a**^[14]; **Stegmann et Ehrig, 1980**^[15]; **Chamalot et al., 1984**^[16]; **Ehrig, 1984**^[17]; **Millot, 1986**)^[18]). La gamme optimale de pH pour l'utilisation du sulfate d'alumine est conditionnées par l'obtention et la persistance de la forme précipitée $\text{Al}(\text{OH})_3$. Il s'agit ici de la fourchette 5,8 à 7,2 (**Hebrard, G. 2008**)^[19]. Entre ces deux valeurs, le précipité est prédominant. De plus, la forme dissoute de Al^{3+} est inexistante **Bamrungsri, P. (2008)**^[20]; **Lartiges, B. S et al (1997)**^[21].

L'objectif général de notre travail est d'étudier l'influence de pH et la température sur la coagulation floculation et décantation. Nous allons d'abord trouver la concentration optimale du coagulant utilisé (sulfate d'aluminium) à l'aide d'un Jar-Test ; ensuite appliqué

Introduction

les résultats obtenus sur le pilote de coagulation floculation et décantation TE600, qui est considéré comme une petite station, et on va injecter à chaque période de temps une dose du floculant utilisé, et étudié la vitesse maximale admise de la décantation de l'eau traité.

Ce travail, s'inscrit dans le cadre d'un développement réel des stations d'épuration des eaux usées. Il a pour but principal de pouvoir maîtriser les techniques qui nous permettent de fixer le taux désiré de la matière en suspension des eaux utilisées pour les différents types d'irrigation.

Afin d'apporter une contribution à ces problématiques, nous proposons les chapitres suivants :

Le chapitre I présente un étude bibliographique et un rappel théorique sur la coagulation-floculation ainsi que l'ensemble des phénomènes que font intervenir nos traitements. Il détaille l'influence des différents paramètres sur la dépollution des eaux.

Le chapitre II décrit les effluents étudiés, les analyses effectuées. Il présente aussi la source des eaux usées et la description de la station d'épuration STEP de Ain El Houtz.

Le chapitre III contient la description des différents appareils et produits chimiques utilisés dans la partie expérimentale. Tout en décrivant les deux principaux appareillages dans le processus de traitement par coagulation-floculation (le Jar test et le pilote TE600). Il mentionne aussi les expériences effectuées dans ce travail et il donne leurs résultats obtenus.

Le chapitre IV a été réservé pour interpréter les résultats expérimentaux enregistrés, et pour l'exploitation de l'influence des paramètres mesurés sur la coagulation-floculation et décantation.

Et enfin, Une conclusion est donnée pour résumer le fruit de notre travail.

Chapitre I

***COAGULATION
FLOCCULATION ET
DECANTATION***

I. Coagulation-floculation :

La coagulation-floculation facilite l'élimination des MES (Matières En Suspension) et des colloïdes en les rassemblant sous forme de floes dont la séparation s'effectue par décantation, flottation et/ou filtration. C'est donc un traitement physique qui permet d'éliminer tous ou une partie des polluants des effluents notamment les fractions particulaires inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales (Adamczyk, Z. 2003) ^[22].

Le temps de décantation des particules coagulées dépend du type de particules, du diamètre des particules et de leur surface spécifique. Ce temps va d'une seconde pour du gravier coagulé ayant un diamètre de 10 mm et une surface spécifique de $6.10^2 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ à 20 ans pour du colloïde de $10^{-2} \mu\text{m}$ ayant une surface spécifique de $6.10^8 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ (Degrémont, 2005) ^[23]. Il est donc impossible que certaines particules notamment les colloïdes et les particules à surface spécifique très élevée décantent naturellement. Pour obtenir la décantation de ces particules, il faudrait assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats d'au moins 10 à 100 μm . Malheureusement, ces particules exercent entre elles des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur assemblage (Besra, L.2002^[24] Buffle, J.1988) ^[25].

La déstabilisation des entités en suspension passe par des phénomènes d'adsorption (Buffle, J. et al. 1990) ^[26], expliqués par la théorie de la double couche. Elle explique comment les colloïdes sont traités par coagulation.

II. Les suspensions colloïdales – Nécessité de la coagulation

Dans le tableau I.1 sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, ces particules parcourent un mètre d'eau à 20 °C (Buffle, J. and Newman, M. 1992) ^[27].

Tableau I.1 : Temps de décantation de différentes particules d'après la loi de STOKES

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

III. Théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène (Buffle, J. et al.1998) [28].

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

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

3 - théorie de Stern qui combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant. Comme illustré sur la figure I.1 (courbe 3), le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation au point A (**point isoélectrique**).

La figure I.1 montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.

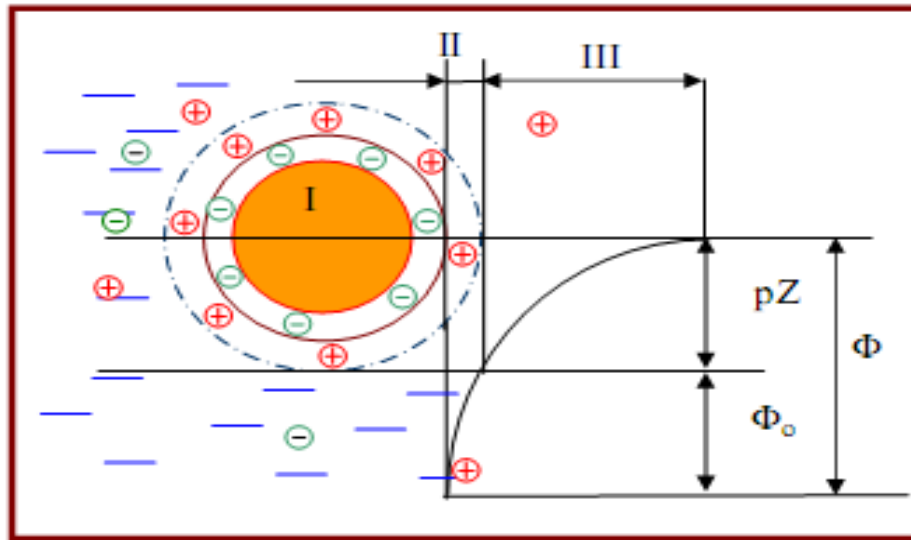


Figure I.1 : Potentiel électrique de particules colloïdales

I : Particule colloïdale

II : Couche adhérente de Stern

III : Couche diffuse de Gouy-Chapman

Φ : Potentiel total à l'interface

Φ_0 : Potentiel différentiel dans la couche adsorbée

pZ : Potentiel zéta

Un colloïde se caractérise par deux potentiels (van de Ven, T. G. M. 1989)^[30]:

- Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst ;
- Potentiel zéta 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, T. G. M. 1989)^[30].

Le potentiel zéta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse (Verwey, E. J. W. and Overbeek, J. T. G. 1948)^[31].

$$pZ = \frac{k \cdot \mu}{\varepsilon} \cdot me \quad (1)$$

pZ : potentiel Zéta (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 zêtamètre.

IV. Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation :

Les colloïdes sont, comme souligné précédemment, chargés négativement. Etant de même signe (**Buffle, J. et al.1998**)^[28], deux particules colloïdales se repoussent. Elles sont soumises à deux types de force de directions opposées (**Derjaguin, B. V. and Landau, L. D. 1941**)^[32] :

- Force d'attraction gravitationnelle de VAN DER VAALS FA (**Dickinson, E. and Eriksson, L. 1991**)^[33], liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.
- Force de répulsion électrostatique FR, liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur potentiel zêta (pZ) (**Dickinson, E. and Eriksson, L. 1991**)^[33].

Si $F_A > F_R$, l'agrégation se produit (**Derjaguin, B. V. and Landau, L. D. 1941**)^[32]

Si $F_R > F_A$, il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales (**Derjaguin, B. V. and Landau, L. D. 1941**)^[32]

L'énergie totale d'interaction (E) entre les particules colloïdales est la somme de l'énergie répulsive ER due au potentiel électrique et l'énergie attractive EA (figure I-2). E et F sont des grandeurs proportionnelles (**Dickinson, E. and Eriksson, L. 1991**)^[33].

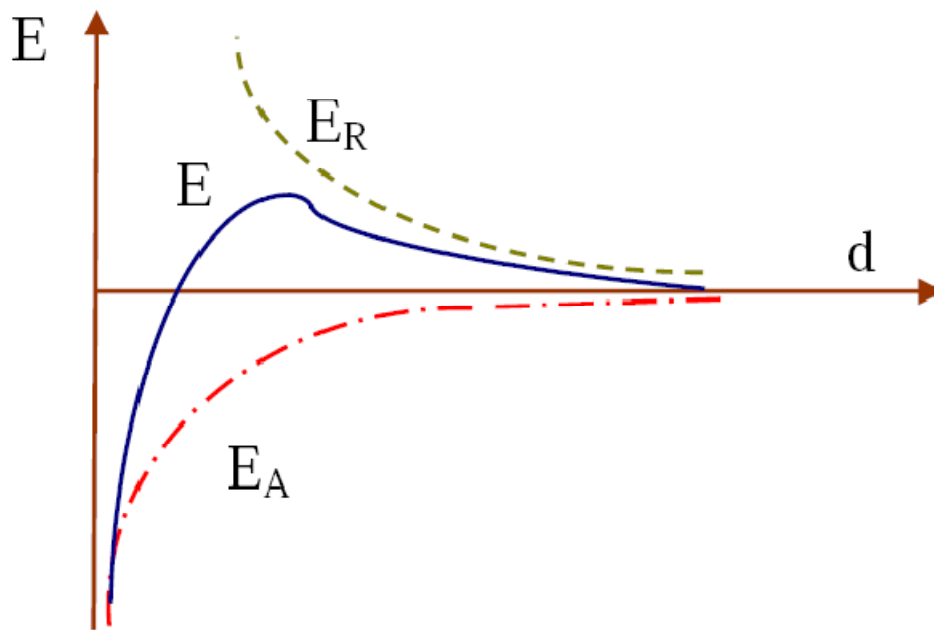


Figure I.2 : Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule

V. Les étapes de l'agrégation :

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern (**Everet, D. H. 1988**^[34]. **Fiessinger, F. 1978**^[35]). Le potentiel zêta s'annule ou avoisine le zéro avec la neutralisation de toutes les charges avoisinantes (**Ghidaglia, C. 1994**)^[36]. Il faudra donc que le coagulant se disperse dans l'eau pour obtenir une répartition homogène avant toute précipitation d'hydroxyde. Cela demande une forte agitation en un temps court ou, en d'autres termes, utiliser un gradient de vitesse très élevé **G. cathalifaud (1998)**^[37].

En régime turbulent, le gradient de vitesse est défini par la formule :

$$G = \left(\frac{P}{V\mu} \right)^{\frac{1}{2}} = \kappa \cdot \left(\frac{P}{V} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (2)$$

G : Gradient de vitesse moyen (s⁻¹)

P : Puissance mécanique dissipée (W)

V : Volume occupé par le fluide (m³)

μ : Viscosité dynamique (Pa.s)

L'agrégation se fait à travers trois phénomènes successifs qui sont l'hydrolyse (formation des radicaux hydroxydes métalliques), la coagulation et la floculation **J.I.Carrot (1995)^[38] (figure I.3).**

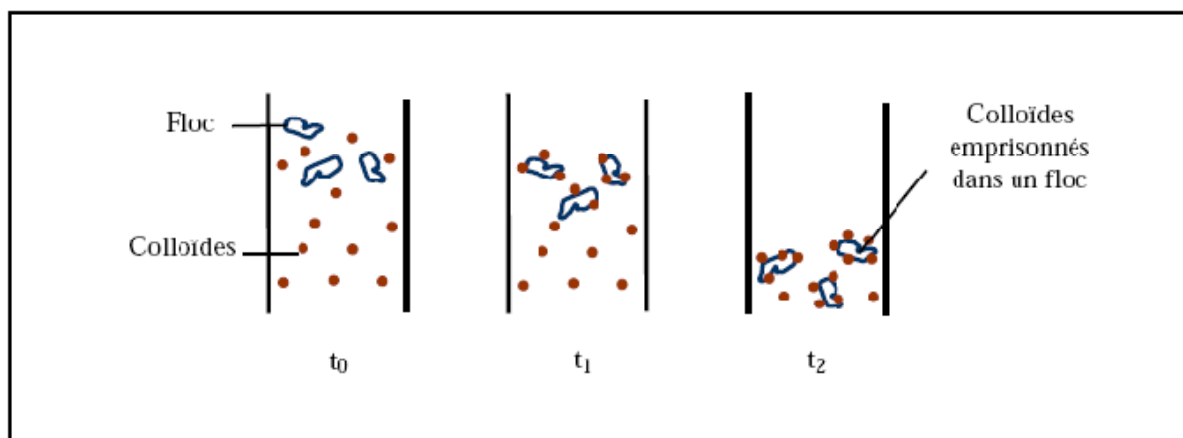


Figure I.3 : Emprisonnement des particules dans les flocons pendant la décantation.

Quand les particules préalablement déchargées s'agglomèrent en microflocs par partage, soit par les hydroxydes résultant de l'hydrolyse du coagulant minéral, soit par les macromolécules de polyélectrolytes cationiques, on parle de floculation. En effet les microflocs s'agrègent en flocons plus volumineux et décantent. Il arrive qu'un adjuvant de floculation soit ajouté.

L'agrégation successive des particules est régie par des phénomènes de transport de la floculation :

Il y a la floculation péricinétique liée à l'agitation brownienne, où toutes les particules ont la même énergie cinétique et donc les plus petites ont les vitesses les plus élevées, d'où une plus grande probabilité de rencontre. La vitesse de floculation au cours du temps est donnée par **WAIS-MOSSA M.T., MAZET M. (1991)^[39].**

$$\frac{dn}{dt} = -\alpha \left[\left(\frac{8KT}{3\mu} \right) n^2 \right] \quad (3)$$

n : Nombre de particules par unité de volume ($1/m^3$)

α : Fraction des chocs efficaces

K : Constante de Boltzmann (SI)

T : Température absolue ($^{\circ}K$).

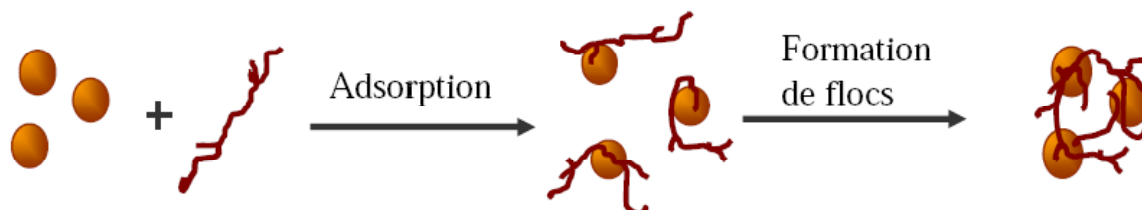


Figure I.4 : Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère

On remarque l'influence très grande de la densité des particules définie comme le nombre de particules par unité de volume. Cette formule n'est valable qu'avec les particules dont la taille est inférieure à 10 μm .

La floculation orthocinétique est, quant à elle, liée à l'énergie mécanique dissipée dans la zone de floculation. Elle permet d'obtenir un floc volumineux facilement séparable. La loi la décrivant est fonction du régime d'écoulement **C.L.Yang (2007)**^[40].

En régime laminaire,

$$\frac{dn}{dt} = \left(-\frac{1}{6} \right) \alpha n^2 d^3 G \quad (4)$$

En régime turbulent,

$$\frac{dn}{dt} = -Kn^2 d^3 G \quad (5)$$

d : diamètre de la particule

K : constante

Dans ce cas, c'est le gradient de vitesse qui est un paramètre très important. Le gradient de vitesse agit sur la probabilité de rencontre des microflocs, mais il n'est pas possible de l'augmenter exagérément. Pour des valeurs élevées de G, les floccs subissent un cisaillement mécanique qui les détruit. En coagulation, on admet une valeur de G comprise entre 400 et 1000 s^{-1} mais en floculation le gradient ne peut excéder 100 s^{-1} et beaucoup moins quand les floccs sont de taille supérieure au millimètre. La coagulation se produit de façon rapide (quelques secondes) alors que la floculation requiert plus de temps (20 min et plus) (**Gier, S. and Johns, W. D. 2000**)^[41].

Selon la théorie de Schulze-Hardy, l'efficacité de la coagulation est proportionnelle à la

valence du cation (Godart, H.2006) ^[42].

$$C = K Z^{-6} \tag{6}$$

où **C** représente la demande en réactifs et **Z** la valence du contre-ion utilisé. Le choix du réactif tient donc compte de sa valence. C'est ce qui justifie l'utilisation courante des sels de fer et d'aluminium qui sont trivalents.

Au cours du traitement par coagulation, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau telles que le pH, le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) et la conductivité sont modifiées.

L'efficacité du traitement dépend du pH (Gounaris, V.1993) ^[43]. Le pH optimal constitue un compromis entre le pH nécessaire à la coagulation des colloïdes (leur nature et leur point isoélectrique) et le pH nécessaire à la floculation (correspondant au minimum de solubilité du métal) (Gounaris, V.1993) ^[43].

Par exemple, le pH optimal de coagulation-floculation est compris entre 6 et 7.4 pour l'aluminium et est supérieur à 5 pour le fer (Gregory, J. 1981 ^[44] Gregory, J. 2005 ^[45]).

Exemple de l'aluminium :

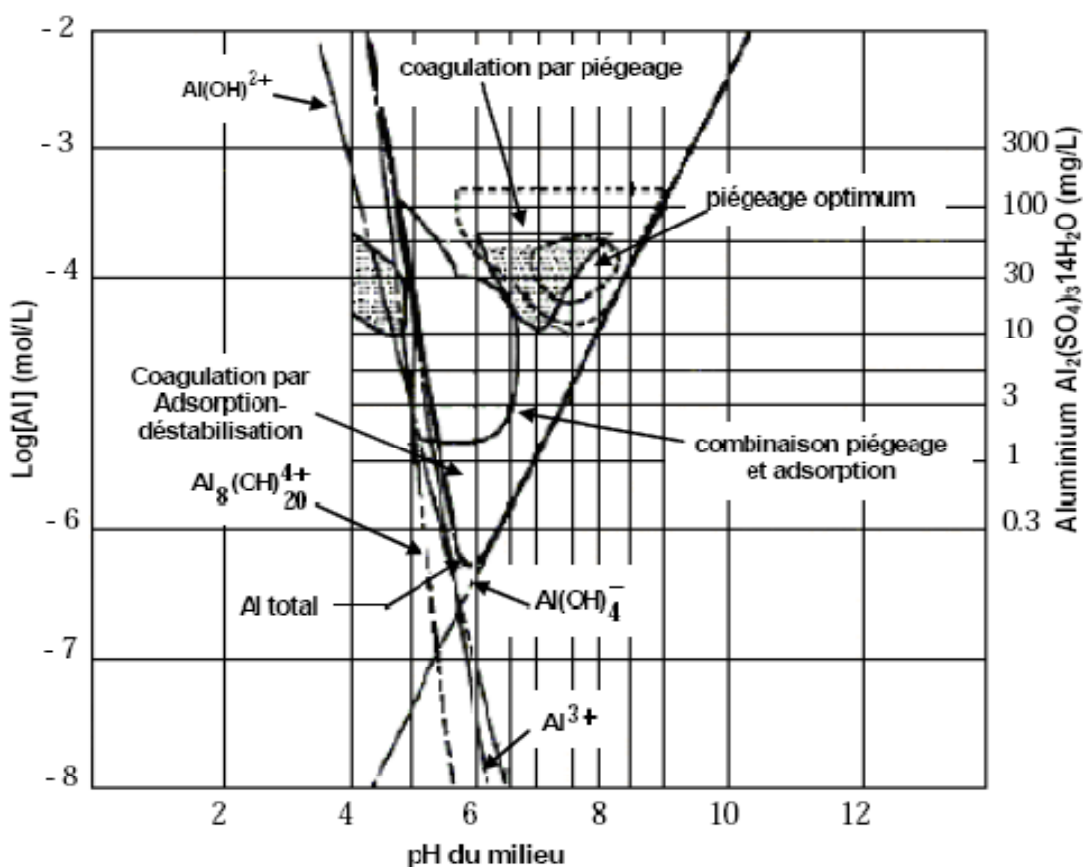


Figure I.5 : Diagramme de coagulation au sulfate d'aluminium

La quantité de coagulant à ajouter peut être optimisée par une étude du potentiel zêta, le traitement idéal correspond à un pZ de zéro.

Pour rendre le traitement plus efficace, certains adjuvants contribuant à former des floccs résistants de plus grand diamètre sont utilisés.

Récapitulatif du traitement par la coagulation chimique au sulfate d'aluminium :

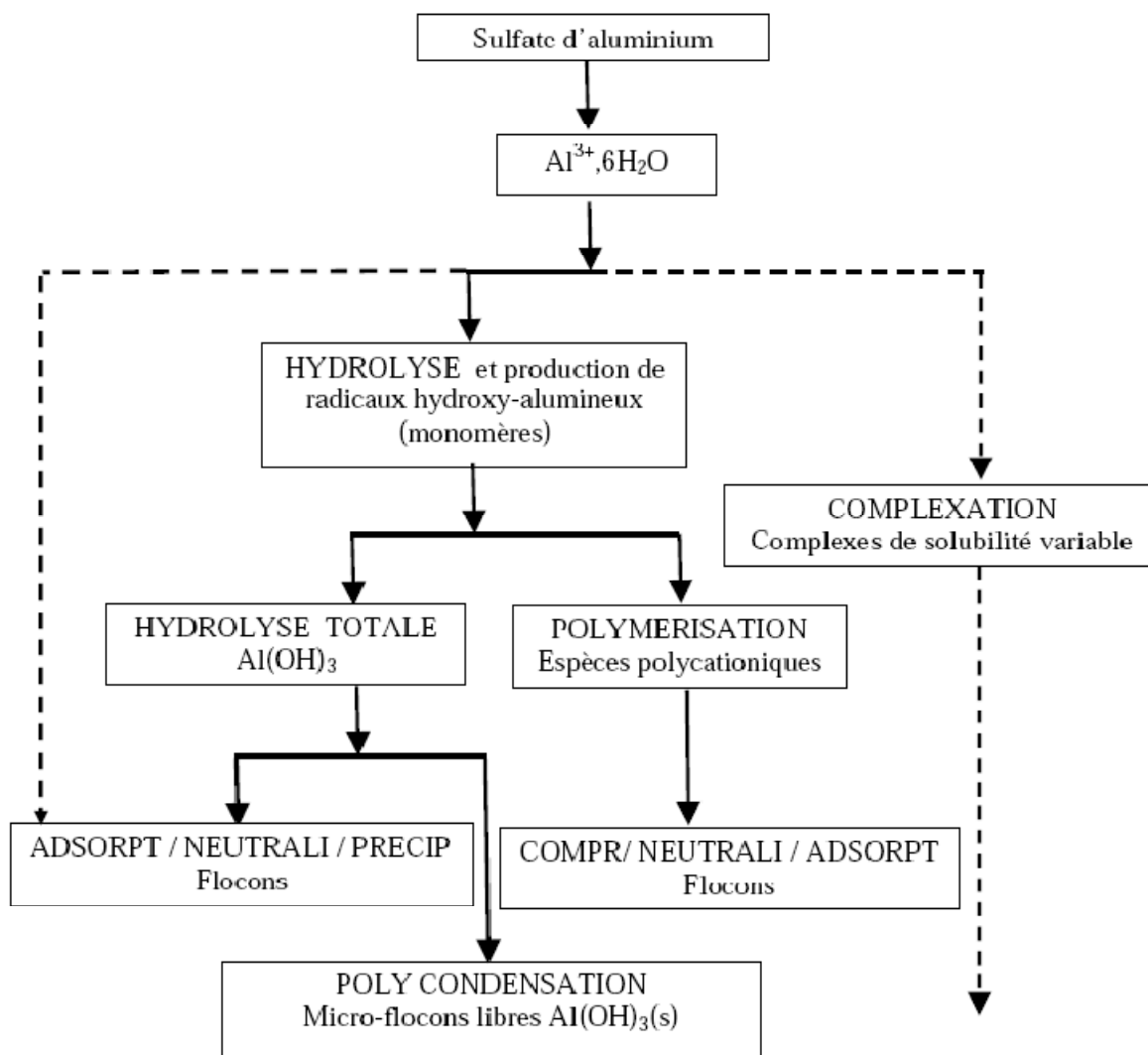


Figure I.6 : Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation.

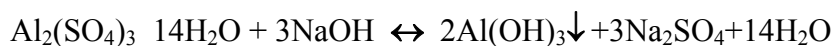
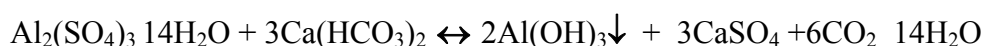
VI. Coagulants utilisés

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 2.1.

Tableau I.2 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer.

Sels d'aluminium	Formule chimique	Sels de fer	Formule chimique
Sulfate d'aluminium (alun)	$Al_2(SO_4)_3$	Chlorure ferrique	$FeCl_3$
Chlorure d'aluminium	$AlCl_3$	Sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3$
Aluinate de sodium	$NaAlO_2$	Sulfate ferreux	$FeSO_4$

Les produits les plus utilisés sont l'alun et le chlorure ferrique. Ces coagulants, une fois introduits dans l'eau, forment des produits d'hydrolyse qui déterminent l'efficacité de la coagulation. Par exemple, lorsque l'alun est utilisé, plusieurs radicaux hydroxy-alumineux monomères ou polymères sont formés (Lengo, 1994)^[46]. Ces produits complexes ont une solubilité qui varie avec le pH. Dans le cas de l'alun. Les réactions suivantes décrivent comment est formé le précipité (Desjardins, 1997)^[47]:



L'hydrolyse de l'alun se traduit par la formation d'espèces différentes susceptibles d'intervenir dans la coagulation. Ces espèces interviennent selon différents mécanismes tels que représentés dans la figure I.6 (Tardat-Henry, 1989)^[48]. Ce schéma décrit les quatre différents mécanismes de la coagulation. En effet, l'hydrolyse de l'alun permet de former des radicaux hydroxy-alumineux (monomères) qui à leur tour forment le précipité $Al(OH)_3$ ou des espèces polycationiques. Les espèces polycationiques agissent sur les

particules colloïdales par compression, neutralisation et adsorption ce qui permet la formation de floes. La formation de précipités $\text{Al}(\text{OH})_3$, voie principale en coagulation, implique des doses élevées d'alun et favorise l'emprisonnement des particules dans un précipité. Parallèlement à la formation de radicaux hydroxy-alumineux, il y a complexation avec des ligands contenus dans l'eau s'ils sont en quantité suffisante. Le degré de complexation varie en fonction du pH. La complexation avec des ligands expliquerait, dans plusieurs cas, la présence d'aluminium résiduel dans l'eau décantée.

Les précipités à base de fer sont formés de la même façon. Ils forment la base des floes qui emprisonnent les particules colloïdales. L'efficacité de ces coagulants avec ou sans aide-coagulant, selon le pH et la température de l'eau.

VII. Aides-coagulants (adjuvant de floculation) :

L'utilisation d'un seul coagulant ne permet pas, dans tous les cas, d'obtenir une bonne coagulation-floculation. L'utilisation d'un aide-coagulant permet d'améliorer les performances du procédé de coagulation floculation et décantation. Les adjuvants les plus utilisés sont la silice activée et les polyélectrolytes. Ils agissent par adsorption et pontage entre les particules colloïdales. Les polyélectrolytes sont de types anionique, cationique et nonanionique, de structures longitudinales et de masses moléculaires élevées. La silice activée est un des premiers aides-coagulants utilisés. Son coût est faible et elle est efficace en eau froide lorsqu'elle est combinée avec le sulfate d'aluminium. Elle est produite à partir d'une solution de silicate de sodium à laquelle on ajoute un réactif pour l'activation qui résulte en la formation d'un gel (**Julien, 1983**)^[49]. La silice est souvent activée par neutralisation à l'aide d'un acide, soit l'acide sulfurique ou le chlore gazeux. Au Québec, on fait appel le plus souvent à l'aluminate de soude. D'autres aides-coagulants sont décrits dans la littérature mais ne sont pas employés aussi fréquemment. Une étude de **Tambo (1991)**^[50], qui est une synthèse des concepts de base de la coagulation-floculation permet de comprendre les principaux mécanismes de la coagulation-floculation. On y décrit les effets bénéfiques de l'ajout d'un polymère sur la formation des floes et sur leur décantation. Une autre étude (**Adachi, 1994**)^[51] tente d'évaluer l'impact de l'utilisation d'un polymère sur la floculation. Les résultats ont montré que le taux de floculation est amélioré lorsqu'on utilise un polymère en plus de l'alun. Ces résultats vont dans le même sens que ceux présentés par Tambo (1991)^[50]. De plus, l'injection du polyélectrolyte comme coagulant primaire avant l'ajout d'alun, permet d'améliorer la

qualité de l'eau décantée. Cette étude justifie donc l'utilisation d'un polyélectrolyte cationique comme aide-coagulant pour le traitement des eaux étudiées. Une autre étude, réalisée par Narkis et al. (1991)^[52] a traité l'utilisation d'un polyélectrolyte avec l'alun. Les auteurs ont conclu que l'utilisation d'un polymère non- ionique (neutre) est plus favorisée grâce à sa stabilité et de sa neutralité. Lorsqu'ils sont utilisés avec des sels d'aluminium, les polymères anioniques et neutres sont plus performants que les polymères cationiques. Les réactions étant meilleures avec les précipités d'aluminium chargés positivement, et par suite la floculation par adsorption et pontage des particules sera avantageuse. Brejchova et Wiesner (1992)^[53] ont montré que le temps entre l'ajout du coagulant et de l'aide-coagulant a un impact important lorsque des sels de fer sont utilisés. Un délai d'environ 60 secondes entre l'ajout des deux produits permet d'obtenir des taux plus élevés d'accroissement de la turbidité.

VIII. Facteurs intervenants dans la coagulation :

Le processus de coagulation est complexe et peut être influencé par plusieurs facteurs. Dans cette partie, nous discutons brièvement des effets de la température, du pH et de l'alcalinité. Dans un souci de concision, seuls ces paramètres sont abordés dans le cadre de notre projet de recherche. Toutefois, il convient de préciser que d'autres paramètres tels que la dose du coagulant, la concentration des particules colloïdales, la couleur, la présence d'anions et cations, l'intensité du mélange et le potentiel Zéta sont importants.

1. Effets de la température

Nous savons qu'une baisse de la température ralentit la cinétique des réactions chimiques. L'équation d'Arrhénius décrit bien l'effet de la température sur les constantes cinétiques (Hogg, R. 2000)^[54]. Une baisse de température se traduit par une réduction de la constante de vitesse k :

$$k = Ae^{-E_a / RT} \quad (2.7)$$

Où A : constante de réaction propre au produits concernés;

E_a : énergie d'activation

R : constante des gaz parfaits.

T : température

Les premières études sur la coagulation-floculation en eau froide remontent à près de cinquante ans. En effet, **Camp et al. (1940)**^[55] expliquent le problème en eau froide de deux façons :

- 1) La solubilité des coagulants est plus faible.
- 2) L'augmentation de la viscosité de l'eau ralentit la décantation des floes.

Une solution proposée par ces auteurs consiste à augmenter l'intensité du mélange afin que le coagulant soit mieux dispersé et qu'un floe de meilleure qualité soit obtenu. Une autre solution proposée est d'ajuster le pH en eau froide afin que la solubilité des coagulants soit minimale. Cette dernière solution a été supportée par plusieurs chercheurs dans les années subséquentes (**Maulding et Harris. 1968**^[56], **Van Benschoten et Edzwald, 1990**^[57], **Hanson et Cleasby, 1990**^[58], **Van Benschoten et al., 1992**^[59], **Kang et al. 1995**^[60]). Par contre, plusieurs de ces chercheurs ont conclu que certains coagulants sont moins affectés par de basses températures.

Plusieurs recherches ont montré que la plage du pH optimal varie avec la température de l'eau. Pour l'alun, le pH optimal augmente d'environ 0.6-0.8 unités lorsque la température de l'eau passe de 20°C à 4°C, alors que pour le chlorure ferrique, l'augmentation du pH optimal est d'environ 0,4 unité (**Kang et al., 1995**)^[68]. Une diminution de température cause une diminution du produit ionique de l'eau.

2. Effets du pH

Le pH est un des paramètres qui affecte beaucoup plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc conseillé. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation (**Julien, 1983**)^[49]. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui donne une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible.

3. Valence des colloïdes

Selon la nature des particules colloïdales et leur interaction vers le milieu aqueux, c'est à dire leur facilité d'échange des cations périphériques selon qu'elle s'avère forte ou faible, elle favorise plus ou moins le processus de coagulation.

4. potentiel Zeta

Par suite de l'existence de la charge primaire, un potentiel électrostatique existe entre la surface de la particule et la charge de la solution

- ce potentiel a une valeur maximale à la surface de la particule et décroît avec la distance à partir de la surface, cette décroissance est affectée par les caractéristiques de la couche diffuse, ainsi que par le nombre et le type des ions dans la solution chargée (**Hunter, Robert J.2002**)^[61].
- A une force ionique élevée, le potentiel électrique décroît vers zéro dans courte distance.
- Quand deux particules similaires s'approchent l'une de l'autre il y a interaction entre leur couches diffuses, cette interaction électrostatique produit toujours une force répulsive, une énergie potentielle répulsive, E_r apparaît et croît avec la diminution de la distance séparant les particules.

Pour les systèmes colloïdaux contenant des concentrations ioniques élevées dans la solution chargée, l'interaction répulsive est plus petite que celle des systèmes contenant une faible force ionique (**Degrémont 2005**^[23]. **M.I. Aguilar et al.2004**^[62]).

- certaines force attractives existent entre tous les types de particule colloïdales quelque soit leur nature chimique. Ces forces attractives dites forces de van der waals, sont responsables de l'agrégation de plusieurs systèmes colloïdaux (**Dickinson, E. and Eriksson, L. 1991**)^[33]. Leur ampleur dépend de la nature des atomes qui forment les particules colloïdales et de leur densité.

Ces forces attractives diminuent avec l'augmentation de la distance séparant les particules, ainsi que l'énergie potentielle attractive qui en résulte.

Les effets de charge sur la stabilité apparente des colloïdes irréversibles doivent être déterminés par la somme des énergies attractive et répulsive de l'interaction ($E_r^0 - E_a^0$) (**Mejia, A.et al 2000**)^[63].

Cette nette répulsive ($E_r^0 - E_a^0$) peut être considérée comme une barrière d'énergie d'activation qui doit être surmontée pour que l'agrégation ait lieu. Ses amplitudes d'épandant de la charge sur les particules et de la composition ionique de la solution. A des forces ioniques élevées, cette barrière d'énergie peut disparaître.

Le taux de coagulation dépend de la grandeur de la barrière d'énergie cinétique qui anime les particules colloïdales.

Les systèmes colloïdaux qui ont une grande énergie d'activation et une faible énergie cinétique coagulent très lentement (colloïdes persistant) par contre les colloïdes avec une faible énergie d'activation et/ou une grande énergie cinétique coagulent rapidement systèmes caducs) (**Mejia, A.et al. 200**)^[63].

5. Grosseurs et concentration des particules colloïdales

Il existe un seuil propice, pour la coagulation, du point du vue dimensionnel. Pour les particules dont les démentions sont inférieures au micron, les forces de surface deviennent prépondérantes vis-à-vis des forces de masse. Dans ces conditions, on constate un état de dispersion stable du aux effets conjugués du mouvement brownien (**Pattabi, S.et al.2000**) ^[64]. De même, il s'avère que la concentration des particules ; c'est-à-dire le nombre de charges électriques à mettre en jeu pour rompre le potentiel zêta, a une grande influence sur la coagulation. Cette coagulation est très difficile quand la concentration colloïdale est basse, sachant que le taux de contact interarticulaire se trouve probablement baissé.

6. Etat d'hydratation

L'hydratation est un phénomène complexe dont les effets se répercutent sur le taux d'agrégation des colloïdes.

Dans une solution aqueuse, les particules microscopiques s'hydratent et s'enveloppent de liquide inter_micellaire. Cette monocouche d'eau absorbée chimiquement sur les surfaces des particules (ex : les oxydes métalliques, les argiles et le quartz) produit l'effet d'une gaine isolante protectrice, s'opposant à l'agrégation des particules, par réduction de la tension superficielle à l'interface particule liquide, par conséquent, la stabilité des colloïdes se trouve renforcée.

Aussi, les interactions colloïdes-eau peuvent retarder l'agrégation des systèmes colloïdaux (**Jian-Jun Qin.et al. 2006**)^[65]. Ce phénomène peut être contrarié par l'augmentation de la quantité de coagulant et le prolongement de l'opération.

7. Electrifications des particules

Comme il a été souligné précédemment ; toutes les particules sont ionisées (**Buffle, J. et al.1998**)^[28]. Cette électrification est due soit aux constituants superficiels par adsorption préférentielle soit par combinaison de la particule avec le solvant suivie d'une dissociation de cette combinaison. La charge électrique agit par la modification de la tension superficielle si cette tension est positive, les particules s'agglomèrent : si elle est négative, les particules se dispersent (**Pattabi, S. et al.2000**)^[64].

En réalité, l'électrification n'est pas la seule cause de dispersion et ne fait que superposer son effet à ceux des autres agents. Mais elle s'avère un facteur prépondérant du moment que son abaissement au dessous d'un certain point critique provoque ou au moins accélère la coagulation.

8. Concentration du coagulant

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une surdose du polymère produit inévitablement une restabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de la charge de surface. Aussi les sites d'adsorption des particules colloïdales ne seraient plus disponibles pour la formation des ponts interparticulaires (**H. Gallard and U.V. Gunten.2002**)^[65].

Un traitement de coagulation mal ajusté peut donc conduire à une dégradation rapide de la qualité de l'eau et à des dépenses d'exploitation non justifiées.

Bien souvent, la dose de coagulant conditionne de fonctionnement des ouvrages de séparation et il se trouve tout simplement impossible de réaliser la clarification si cette dose est mal ajustée (**H. Gallard and U.V. Gunten.2002**)^[65].

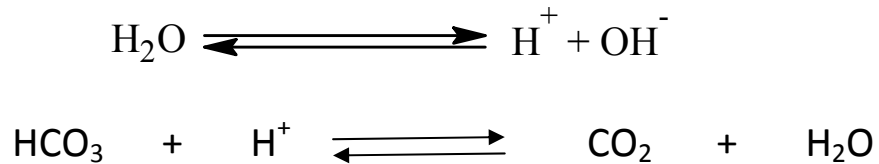
9. Vitesses et temps d'agitation

Lors de l'introduction du coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la solution. Mais une agitation intense empêche l'agrégation des particules, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules.

10. Rôle des bicarbonates dans l'eau

Pendant la coagulation, il est important que les bicarbonates soient en proportion suffisante dans l'eau pour que les sels d'aluminium s'exercent de façon optimum en formant des hydrates d'aluminium sous forme colloïdale.

La formation d'ions complexes mobilise un certain nombre d'ions d'hydroxydes OH^- et fait entrer en jeu l'effet tampon des bicarbonates présents. L'hydrolyse conduit donc à un abaissement de l'alcalinité. L'effet tampon peut par nature même neutraliser entièrement le phénomène qui la déclenche, il y a également un abaissement du pH et une augmentation de la teneur en gaz carbonique dissous.



Chapitre II

***DESCRIPTION DE LA
STATION
D'EPURATION***

I. Les eaux usées :

On distingue trois grandes catégories d'eaux usées : les eaux domestiques, les eaux Industrielles et les eaux pluviales La Mer, V. K. (1964)^[67] ; La Mer, V. K. and Healy, T. W. (1963)^[68] .

1. Les eaux usées domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, etc. et en eaux de "vannes" ; il s'agit des rejets des toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux.

La pollution journalière produite par une personne utilisant de 150 à 200 litres d'eau est évaluée à:

- de 70 à 90 grammes de matières en suspension
- de 60 à 70 grammes de matières organiques
- de 15 à 17 grammes de matières azotées
- 4 grammes de phosphore
- plusieurs milliards de germes pour 100 ml.

2. Les eaux industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures, ...etc. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution.

3. Les eaux pluviales

Elles peuvent, elles aussi, constituer la cause de pollutions importantes des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...). En outre, lorsque le système d'assainissement est dit "unitaire", les eaux pluviales sont mêlées aux eaux usées domestiques. En cas de fortes précipitations, les contraintes de préservation des installations d'épuration peuvent imposer un déversement ("délestage") de ce "mélange" très pollué dans le milieu naturel. Enfin, dans les zones urbaines, les surfaces construites rendent les sols imperméables et ajoutent le risque d'inondation à celui de la pollution.

II. Les principaux paramètres mesurés dans les eaux usées

Trois principaux paramètres mesurent les matières polluantes des eaux usées domestiques:

- les matières en suspension (MES) exprimées en mg / litre. Ce sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques **Lartiges, B. (1994)^[69]** ;
- la demande biochimique en oxygène (DBO), exprimée en mg d'oxygène par litre. Elle exprime la quantité de matières organiques biodégradables présente dans l'eau **Prausnitz, J. et al (1999)^[70]**; **Singh, R. P et al (2000)^[71]** . Plus précisément, ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie. Pour mesurer ce paramètre, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommé au bout de cinq jours. C'est la DBO₅, demande biochimique en oxygène sur cinq jours ;
- la demande chimique en oxygène (DCO), exprimée en mg d'oxygène par litre. Elle représente la teneur totale de l'eau en matières oxydables. Ce paramètre correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir pour oxyder par voie chimique ces matières **Sposito, G. (1989)^[72]**.

Les teneurs en azote et en phosphore sont également des paramètres très importants. Les rejets excessifs de phosphore et d'azote contribuent à l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau. Ce phénomène se caractérise par la prolifération d'algues et la diminution de l'oxygène

dissous, ce qui appauvrit la faune et la flore des eaux superficielles (cours d'eau, lacs, etc.). Cette fragilité du milieu naturel a été prise en compte par la réglementation avec la notion de "zones sensibles".

Les eaux usées contenant aussi des contaminants microbiologiques, bactéries, virus pathogènes et parasites, le rejet des eaux usées à proximité de lieux de baignade ou de zone d'élevage de coquillages fait courir un risque pour la santé. Il doit faire l'objet de précautions particulières.

Pour quantifier globalement les matières polluantes contenues dans les eaux usées domestiques (et assimilées), on utilise comme unité de mesure l' "équivalent-habitant". La notion d'équivalent-habitant est utilisée pour quantifier la pollution émise par une agglomération à partir de la population qui y réside et des autres activités non domestiques. Selon la définition de la directive européenne du 21 mai 1991 "relative au traitement des eaux urbaines résiduaires", un équivalent-habitant représente une DBO₅ de 60 g d'oxygène par jour **Hens, M. and Merckx, R. (2001)** ^[73]; **Mattson, S. (2008)** ^[74].

A titre d'illustration, la quantité de matières polluantes produite par Paris représente 13,4 millions d'équivalents-habitants par jour. Cette notion sert aussi à déterminer la capacité de traitement d'une station d'épuration urbaine.

III. DESCRIPTION DE LA STATION D'EPURATION DE LA VILLE DE TLEMCCEN

La station d'épuration de la ville de Tlemccen se situe à l'ouest de Chetouane « Daïra » sur la Route de Ain El Houtz conçue pour une population de 150 000 eq/hab d'une capacité de 30 000 m³/j, elle a été réalisée par l'Entreprise Hydrotraitement mise en service le 05 Novembre 2005 gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement.

1. DESCRIPTION DES INSTALLATIONS :

La station comprend :

- Pour la partie **Eaux Usées**
 - ❖ Déversoir d'orage

Il est dimensionné pour prendre en charge un maximum de 3300 m³/h



Déversoir d'orage

- ❖ Deux Dégrilleurs
 - Grille grossière manuelle (1unité) ;
 - Largeur de la grille : 1,8m
 - Inclinaison : 70%
 - Écartement entre les barreaux : 50mm



Grille grossière manuelle (1unité).

- Grille mécanisée (2 unités) ;
 - Largeur de la grille : 1,0 m.
 - Profondeur du chenal : 1,5 m.
 - Écartement entre les barreaux : 20 mm.



Grille mécanisée (2 unités).

- ❖ Dessableur- déshuileur (2 unités).

Sous forme trapézoïdale, le dessableur-déshuileur est équipé d'un pont suceur et écumeur et a pour dimensions :

 - Longueur : 26 m.
 - Largeur : 4 m.



Dessableur- déshuileur

- ❖ Bassins d'aération : Quatre bassin Chaque bassin a les dimensions suivantes ;
 - Volume : 4723 m³.
 - Longueur : 55,5 m.
 - Largeur : 18,5 m.



Bassins d'aérations.

- ❖ Décanteurs secondaires : deux décanteurs chacun est équipé de;
 - Pont racleur à vitesse de rotation 0,04 m/s
 - Sont de forme circulaire
 - Diamètre : 46 m
 - Surface : 1661 m²
 - Profondeur d'eau : 4 m en périphérie



Décanteurs secondaires.

❖ Bassin de chloration :

❖

Il est en béton armé et d'une capacité de l'ordre de 700 m³.



Canal déversoir du rejet du bassin de chloration.

- Pour la partie **Boues**
- ❖ Un poste de pompage des boues avec pompe de recirculation



Vis de recirculation.

- ❖ Épaisseur à boue : Il est en béton armé et a un pont support de la tête tournante avec moteur et réducteur
 - Diamètre : 14 m
 - Hauteur utile : 04 m
 - Pente de fond : 1/1



Épaisseur à boue.

❖ Lits de séchage : Quatorze lits de séchage Chaque lit a les dimensions suivantes ;

- Nombre : 14
- Longueur : 30 m
- Largeur : 15 m



Lits de séchage +Aire de stockage.

2. DONNEES DE BASE

La station d'épuration de la ville de Tlemcen a été dimensionnée sur la base des données suivante :

1/ horizon	2005
2/ nature des eaux brutes	domestiques
3/ population	150 000 EQ/HAB
4/ débit journalier	30 000 m ³ /j
5/ débit de pointe horaire admis au traitement	3 800 m ³ /h
6/ DBO ₅ journalière	9 300 kg/j
7/ matière en suspension	13 950 kg/j

3 CARACTERISTIQUES APRES TRAITEMENT PREVUES PAR L'ETUDE:

Les caractéristiques du rejet qui devraient être garanties par l'étude du procès sur une durée moyenne de 24 heures:

1/ matière en suspension	_____	30 mg/l
2/ matières sédimentables	_____	0.5 CC/l
3/ DBO	_____	20 mg/l
4/ DBO point max, en moyenne sur 2 heures	_____	30 mg/l
5/ DCO	_____	120 mg/l
6/ azotes (N-NH ₄)	_____	3 – 5 mg/l
7/ azotes (N-NO ₃)	_____	8 – 10 mg/l
8/ huiles et graisses végétales	_____	20 mg/l

1- Produits et matériels utilisés

a-Produits :

Solutions de coagulant :

Au cours de nos essais, nous avons utilisé comme réactif coagulant le sulfate d'aluminium en poudre $Al_2(SO_4)_3$, préparé par dissolution dans l'eau distillée. Une solution mère de 10 g/l est préparée périodiquement.

-Le sulfate d'alumine que nous avons utilisé lors de cette étude est un produit fabriqué par KEMIRA (compagnie espagnole, livré en sac de 25 kg) dont la fiche technique est la suivante:

$Al_2(SO_4)_3$	17%
Al_2O_3 %.....	9.0+2.0
Ph solution.....	0.3+0.2
Formule chimique.....	$Al_2(SO_4)_3$.

Solution de flocculant :

Nous avons utilisé dans notre travail un flocculant sous forme d'un polymère cationique que la station du barrage «SAKAK» l'utilise comme un aide coagulant.

b- Matériels et paramètres d'analyse.

Le Jar-test : Protocole :

Le Jar-test est un appareil qui permet de déterminer la concentration optimale du coagulant pour le processus de coagulation floculation. Toutes les doses sont exprimées en poids de produits commerciaux (solution ou poudre). le mode de travail de cet appareil se fait selon le protocole général bien connu du "Jar-test" (S. ACHOUR, N. GUESBAYA.2005)^[75], sur un flocculateur "FLOC TESTER/AQUALYTIC" muni de quatre béciers de 01 litre.

1. Mettre le flocculateur dans un endroit protégé de la lumière, de la chaleur, des courants d'air et des vibrations. Opérer à une température la plus proche possible de l'eau à traiter (il est parfois nécessaire de travailler en extérieur).
2. Remplir les béciers de floculation avec l'eau à tester en prenant soin d'effectuer de prélèvements homogènes. Placer les béciers sur le flocculateur et abaisser les hélices dans l'eau, mettre en route le moteur et régler à la vitesse d'agitation maximale.

3. Eventuellement, ajouter la soude, la chaux ou l'acide sulfurique permettant de travailler à pH constant. L'expérimentateur doit choisir un pH de travail qui se situe entre 6.5 et 7.5.
4. Au temps 0, ajouter le coagulant le plus rapidement possible avec une pipette et de façon identique dans chaque bécher. Les doses sont croissantes de façon à "encadrer" la dose optimale présumée. L'écart minimum entre deux doses étant de l'ordre de 5 mg/l de coagulant (par ex. en $Al_2(SO_4)_3$), ou plus si les eaux à tester présentent des fortes valeurs de turbidité, de la DCO et des MES.
5. Après 1 minute, ajouter l'adjuvant en mettant une dose telle que l'on ait à peu près n rapport adjuvant/coagulant= constant en masse. Pour les alginates 1/100, pour les polyélectrolytes 1/300 et 1/50 pour l'amidon.
6. noter le temps en minutes après lequel on voit apparaître de petits floccs, puis après 3 minutes d'agitation rapide, réduire la vitesse de façon à obtenir 40 tours par minute. Si la floculation n'est pas développée pendant les trois premières minutes d'agitation rapide, il faut quand même un autre temps.
7. après 10 à 20 minutes d'agitation au total, on évalue la qualité de la floculation en donnant une note à chaque bécher suivant la méthode dévaluation de la note de floc.
8. après 20 minutes d'agitation au total (soit 3 minute d'agitation rapide + 17 minutes d'agitation à 40 tours/min, on relève lentement les hélices une à une tout en maintenant la vitesse d'agitation à 40 tours par minute et en respectant un décalage de 30 seconde entre chaque relevé.
9. attendre 10 minutes de décantation (ou 20 minutes si le floc est petit et l'eau très froide).
10. prélever par pipette la moitié de la hauteur d'eau de chacun des béchers (500 ml).
11. sur les échantillons prélevés ainsi que sur l'eau brute, on effectuera les mesures suivantes :

- turbidité

- pH

- Conductivité

- MES

-DCO



Figure III.1 : Jar-test (floculateur 11197)

Paramètres d'analyses :

1. Température

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyses dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau.

La température doit être mesurée in situ. Les appareils de mesure de la conductivité ou de pH possèdent généralement un thermomètre intégré.

2. Conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau.

La conductivité est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente. Les résultats de mesure doivent donc être présentés en termes de conductivité équivalente à 20 ou 25 C° les appareils de mesure utilisés sur le terrain effectuent en général automatiquement cette conversion.

Ce paramètre doit impérativement être mesuré sur le terrain. La procédure est simple et permet d'obtenir une information très utile pour caractériser l'eau.

Comme la température, les contrastes de conductivité permettent de mettre en évidence des pollutions. Des zones des mélanges ou d'infiltration... la conductivité est également l'un des moyens de valider les analyses physico-chimique de l'eau : la valeur mesurée sur le terrain doit être comparable à celle mesurée au laboratoire.



Figure III.2 : Conductimètre.

3. pH :

Le pH (potentiel hydrogène) mesure la concentration en ion H^+ de l'eau, il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 ; 7 étant le pH neutralité. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau.

Le pH doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre.

Tableau III.1 : Classification des eaux d'après leur pH.

pH < 5	Acidité fort = > présence d'acide minéraux ou organique dans les eaux naturelles
pH = 7	pH neuter
7 < pH < 8	Neutralité approchée = > majorité des eaux de surface
5.5 < pH < 8	Majorité des eaux souterraines
pH = 8	Alcalinité forte, évaporation intense



Figure III.3 : pH mètre (PHM220).

4. Turbidité

La mesure de la turbidité permet de préciser les informations visuelles sur l'eau. La turbidité traduit la présence de particules en suspension dans l'eau (débris organique, argile, organismes microscopique...). Les désagréments causés par une turbidité auprès des usagers sont relatifs, car certaines populations sont habituées à consommer une eau plus ou moins trouble et n'apprécient pas les qualités d'une eau très claire. Cependant une turbidité forte peut permettre à des micro-organismes de se fixer sur des particules en suspension. La

turbidité est en fonction des particules en suspension. Elle se mesure sur le terrain à l'aide d'un turbidimètre.

Tableau III.2 : Classes de turbidité usuelles (NTU, nephelometric turbidity unit).

NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble
NTU	La plupart des eaux de surface en Afrique atteignent ce niveau de turbidité



Figure III.4 : Turbidimètre (2100N).

5. La DCO

La DCO est utilisée comme mesure de polluants. Elle est normalement mesurée aussi bien dans les installations de traitement d'eaux usées municipales qu'industrielles et donne une indication de l'efficacité du processus de traitement.

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur

oxydation chimique totale.

On évalue la quantité d'oxygène (en mg /l), utilisée par les réactions d'oxydation, à partir de la mesure du résidu de réactifs au bout de 2 h. L'oxydation s'effectue à chaud, en milieu acide, en présence d'un excès d'oxydant.



Figure III.5 : DCO mètre.

Le pilote de coagulation floculation et décantation :

L'eau épurée de la STEP de Ain El houtz est l'eau qu'on va traiter est maintenue dans le bac d'alimentation de la suspension sous agitation permanente grâce a une pompe centrifuge immergée puis alimente à travers un débitmètre et une vanne de réglage VRI dans le réacteur par une pompe centrifuge immergée.

La solution du sulfate d'aluminium est stockée dans un bac spécifique de 30 l de capacité, puis alimente au réacteur par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique.

Le réacteur est maintenu sous agitation permanente grâce à un agitateur à hélice à vitesse variable.

Le produit de réaction est soutiré par surverse, et la décantation a été faite d'une manière classique.

Pilote TE 600 :

Le pilote de coagulation floculation-décantation permet d'étudier deux types de traitements : la coagulation-floculation et la décantation. On peut facilement étudier les deux séparément ou bien simultanément.

Le produit est préparé dans le bac d'alimentation (1) sous l'agitation permanente grâce à une pompe centrifuge immergée, puis alimenté à travers un débitmètre et une vanne de réglage (2) dans le réacteur (5) par une pompe centrifuge.

Le coagulant est stocké dans un bac spécifique (3) puis alimenté au réacteur par l'intermédiaire d'une seconde pompe péristaltique.

Le floculant est également stocké dans un bac spécifique (4) puis alimenté au réacteur par l'intermédiaire d'une seconde pompe péristaltique.

Le réacteur est maintenu sous agitation permanente (6) par un agitateur à hélice à vitesse variable. Le produit de la réaction est soutiré par surverse (7) puis alimenté dans le décanteur statique (8) muni de lamelles orientables (9).

Une partie des produits décantés peuvent être recyclés par l'intermédiaire d'un circuit (10) avec pompe centrifuge, vanne de réglage et débitmètre.

Procédure générale de mise en route

-Relier les tubulures de sortie du pilote à un égout :

-Vidange de la cuve d'alimentation,

-Vidange du décanteur,

-Sortie de la surverse du décanteur,

- Relier un tuyau souple entre une alimentation réseau d'eau propre et la cuve d'alimentation de suspension et le pilote,

- Relie le tuyau souple prévu cet effet entre la cuve d'alimentation suspension et le pilote,

-Branché le câble d'alimentation électrique du pilote sur une prise 220 V + terre,

- Branché le câble d'alimentation électrique de la pompe de mise en suspension de la cuve d'alimentation sur la prise de l'armoire de contrôle et de commande du pilote,

-Vidanger si nécessaire la cuve d'alimentation de la suspension avec la vanne VS1

- Laver si nécessaire cette cuve avec de l'eau propre s'il reste des produits insolubles,

- Fermer la vanne de vidange de la cuve d'alimentation de la suspension VS1,
- Fermer la vanne de réglage d'alimentation de la suspension VR1,
- Arrêter la pompe d'alimentation de la suspension par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "ARRET",
- Fermer la vanne de réglage du recyclage si nécessaire VR2,
- Fermer la pompe de recyclage si nécessaire par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "ARRET",
- Fermer la vanne d'arrêt d'alimentation de la suspension VA1,
- Vidange la cuve d'alimentation de la suspension avec la vanne VS1,
- Arrêter la pompe d'alimentation du floculant si nécessaire par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "ARRET",
- Arrêter la pompe d'alimentation du coagulant si nécessaire par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "ARRET",
- Fermer la vanne de recyclage des boues du décanteur VA2,
- Ouvrir la vanne de soutirage du décanteur VS2,
- Pendant que le décanteur se vide, il convient d'enlever toutes les plaques inclinées de celui-ci si nécessaire,
- Laver ces plaques très soigneusement,
- Ouvrir la vanne de vidange du réacteur VS3 dans le décanteur,
- lorsque la cuve d'alimentation de la suspension est vide, il convient de laver soigneusement,
- Ouvrir la vanne d'alimentation générale d'eau la cuve d'alimentation,
- Laver la cuve avec le jet d'eau du tuyau souple d'alimentation l'eau,
- Vidange la cuve d'alimentation de la suspension de manière à l'éliminer la plus grosse partie des produits insoluble encore présente dans cette cuve,
- Continuer à remplir la cuve d'alimentation de la suspension avec de l'eau propre,
- Mettre en marche la pompe de mise en suspension de l'alimentation par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "MARCHE" lorsque le niveau d'eau propre est suffisant, pendant quelques minutes, de manière à nettoyer le circuit interne et la pompe ainsi que la cuve par brassage,

- Arrêter la pompe d'alimentation de la suspension par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "ARRET",
 - Fermer la vanne d'alimentation générale d'eau dans la cuve d'alimentation,
 - Vidanger à nouveau la cuve d'alimentation de la suspension de manière à éliminer les produits insolubles encore présents dans cette cuve,
 - Recommencer l'opération jusqu'à ce que la cuve soit parfaitement propre,
 - Fermer la vanne de vidange de la cuve d'alimentation de la suspension VS1,
 - Remplir alors la cuve d'alimentation de la suspension d'eau propre à moitié de volume,
 - Lorsque le réacteur et le décanteur sont vides, il convient de laver soigneusement les canalisations d'alimentation de la suspension et de recyclage,
 - Mettre en marche la pompe de la mise en suspension de l'alimentation par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "MARCHE",
 - Mettre en marche la pompe d'alimentation de suspension par son bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "MARCHE",
 - Ouvrir la vanne d'arrêt d'alimentation de la suspension VA1,
 - Ouvrir la vanne de réglage d'alimentation de la suspension VR1 de manière à avoir un grand débit d'eau de lavage,
 - Lorsque l'eau propre s'écoule de la tubulure d'alimentation de la suspension dans le réacteur, il convient de fermer la vanne de réglage d'alimentation de la suspension VR1,
 - Fermer la vanne d'arrêt de la cuve d'alimentation de la suspension VA1,
- Vidange si nécessaire le réacteur avec la vanne VS4,
- Fermer la vanne de vidange du réacteur VS4,
 - Vidange si nécessaire le décanteur avec la vanne VS2,
 - Laver si nécessaire cet appareil avec l'eau propre s'il reste des produits insolubles,
 - Fermer la vanne de vidange de réacteur VS4,
 - Vidange si nécessaire le décanteur avec la vanne VS2,
 - Laver cet appareil si nécessaire avec de l'eau propre s'il reste des produits insolubles,
 - Fermer la vanne de sortie des boues vers les égouts VS2,
 - Fermer la vanne de recyclage des boues vers le réacteur VA2,

- Fermer la vanne de recyclage de débit d'alimentation de suspension VR1 et de recyclage des boues VR2,
- Vidange si nécessaire le bac de floculation avec la vanne VS6,
- Laver si nécessaire ce bac,
- Fermer la vanne de vidange du bac de coagulant VS5,
- Positionner les lamelles dans le décanteur si nécessaire avec l'inclinaison et le nombre préalablement déterminé pour la manipulation :
 - Fonctionnement co-courant ou courants parallèles : le liquide d'alimentation et les boues vont dans le même sens (du haut vers le bas) : les plaque doivent être alors inclinée de la gauche vers la droite),
 - Fonctionnement contre-courant ou courant croisés : le liquide d'alimentation et Les bous vont en sens inverse (liquide du bas vers le haut et solide du haut vers le bas) : les plaques doivent être alors inclinées de la droite vers la couche),
- Positionner la plaque de fermeture de circuit hydraulique dans le décanteur pour le type de fonctionnement préalablement déterminé pour la manipulation :
 - Fonctionnement co-courant ou courant parallèles : le liquide d'alimentation doit passer du haut vers le bas de décanteur : la plaque verticale positionnée doit éviter que le liquide d'alimentation ne sorte directement du décanteur vers la Surverse du liquide clarifié,
 - Fonctionnement contre-courant ou courant croisés : le liquide d'alimentation doit passer du bas vers le haut du décanteur : la plaque horizontale positionnée doit éviter que le liquide d'alimentation ne sorte directement du décanteur vers la Surverse de liquide clarifié sans passer par les lames,
- Mettre en route l'armoire électrique générale par sont bouton "ARRET/MARCHE" sur la position "MARCHE" : le plote est prêt pour une manipulation.

Liste des vannes :

- VA1 : vanne manuelle bac d'alimentation
- VA2 : vanne manuelle recyclage boues

- VS1 : vanne manuelle sortie bac d'alimentation
- VS2 : vanne manuelle sortie boues
- VS3 : vanne manuelle sortie bac coagulant
- VS5 : vanne manuelle sortie bac flocculant
- VR1 : vanne manuelle de réglage alimentation
- VR2 : vanne manuelle de recyclage boues
- VL1 : vanne trois voies alimentation décanteur.

Figure III.6 : Pilote coagulation floculation et décantation TE600

2- Expériences :

Afin de déterminer l'efficacité du processus de coagulation-floculation et décantation, plusieurs essais ont été effectués en mesurant les différents paramètres (MES ; turbidité ; ...) pour chaque essai.

2.1- *Effet de concentration du coagulant :*

Nous avons varié la concentration du coagulant ajouté de 0 à 40 mg/l, pour un échantillon d'eau prélevé le 23/10/2010 à une Température $T = 18^{\circ}\text{C}$ et un pH de 8,01. Le tableau III.3 présente les résultats ainsi obtenus.

Tableau III.3 : Effet de la concentration du coagulant sur les paramètres d'analyse.

Coagulant mg/l	Turbidité NTU	MES mg/l	DCO mg / l	Salinité	pH
0	18	28	70	0,58	8,01
10	15	26	65	0,57	7,69
15	13	20	59	0,57	7,55
20	11	18	50	0,56	7,38
22	10	15	43	0,57	7,33
24	9	12	36	0,56	7,21
26	8	10	28	0,58	7,18
28	8	9	22	0,57	7,07
30	10	13	25	0,56	6,96
35	12	15	31	0,58	6,77
40	13	16	35	0,56	6,56

2.2- *Les prélèvements du mois de Janvier :*

Nous avons mesuré les paramètres pour les 4 semaines du mois de Janvier 2010.

Les pH et températures sont successivement les suivants :

05-01-2010 $T = 16,5^{\circ}\text{C}$; $\text{pH} = 8,11$

12-01-2010 $T = 17^{\circ}\text{C}$; $\text{pH} = 8,08$

19-01-2010 $T = 18^{\circ}\text{C}$; $\text{pH} = 7,90$

26-01-2010 $T = 17^{\circ}\text{C}$; $\text{pH} = 8,21$

Le tableau III.4 présente les résultats obtenus.

Tableau III.4 : Effet de la concentration du coagulant, température et pH sur la turbidité et MES des 4 prélèvements.

2.3- Effet des MES :

Nous avons varié la concentration du coagulant et mesuré les MES et turbidité pour différentes valeurs en MES avec une température de 18°C et pH de 8,22.

Prélèvement coagulant	1ère semaine		2ème semaine		3ème semaine		4ème semaine	
	turbidité	MES	Turbidité	MES	turbidité	MES	Turbidité	MES
0	16	18	18	21	20	22	17	20
20	14	15	15	17	18	17	14	15
22	13	11	11	13	16	16	11	12
24	10	10	10	12	13	13	10	11
26	9	10	10	10	11	11	8	9
28	8	9	9	11	10	11	8	10
30	11	12	13	14	12	11	10	10
35	14	14	14	16	15	17	11	14
40	15	17	15	17	15	17	13	17

Les résultats sont regroupés dans le tableau III.5.

2.4- Effet de la saison sur le processus :

A une température T=19°C et un pH = 8 Nous avons effectué des mesure de MES et de turbidité en fonction de la concentration du coagulant Pour des prélèvements différents mois. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau III.6

Tableau III.5 : Effet de la concentration des MES, sur la coagulation.

MES (mg/l)		0	20	22	24	26	28	30	35
10	MES	10	8	7	4	3	3	5	7
	Turbidité	7	6	6	4	4	5	5	6
15	MES	15	10	8	5	4	5	10	12
	Turbidité	11	9	9	7	5	5	8	10
20	MES	20	15	10	8	5	5	12	14
	Turbidité	17	15	13	10	5	7	10	11
25	MES	25	18	15	10	7	8	14	16
	Turbidité	21	16	12	8	6	8	11	13
30	MES	30	23	17	12	8	8	15	17
	Turbidité	23	19	15	13	8	8	12	18
35	MES	35	26	18	13	9	8	14	17
	Turbidité	25	19	15	13	9	8	13	14
40	MES	40	27	21	17	12	10	11	14
	Turbidité	29	24	19	17	13	9	13	14
45	MES	45	29	23	18	14	11	13	16
	Turbidité	33	21	18	16	11	9	12	14
50	MES	50	36	23	19	14	12	15	18
	Turbidité	36	23	20	17	14	11	14	18

Tableau III.6 : Les prélèvements pour chaque mois.

Prélèvement 2010/2011 Coagulant (g/l)	0	20	22	24	26	28	30	35

Octobre	turbidité	21	17	15	13	12	11	14	16
	MES	25	21	19	18	11	12	11	17
Novembre	turbidité	18	14	13	11	9	10	12	13
	MES	20	15	13	12	10	9	13	14
Décembre	turbidité	17	14	12	11	9	9	13	14
	MES	18	15	13	12	8	9	10	12
Janvier	turbidité	18	13	11	10	10	9	13	14
	MES	21	17	13	12	10	11	14	16
Février	turbidité	15	11	9	8	6	7	9	10
	MES	17	14	13	10	8	8	10	12
Mars	turbidité	20	17	15	12	10	12	13	17
	MES	23	19	17	15	13	11	14	17
Avril	turbidité	18	14	10	9	8	8	10	12
	MES	20	17	13	9	9	10	11	14
Mai	turbidité	23	18	15	11	9	12	13	15
	MES	26	21	17	13	10	9	9	11

2.5- Effet de pH :

En essayant de voir l'effet du pH Le prélèvement d'un échantillon d'eau du 23/10/2010, où la température est 18°C, est traité par $Al_2(SO_4)_3$, avec des pH allant de 8,00 à 6,50 et pour chaque pH, différents paramètres sont mesurés.

Nous avons ajusté le pH des solutions grâce à des solutions de HCl et de NaOH à 0,1N. Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau III.7.

Tableau III.7 : Effet du pH sur la coagulation.

Coagulant g/l		0	20	22	24	26	28	30	35
pH=8 ,00	turbidité	17	14	13	10	9	8	11	14
	MES	20	13	11	10	8	9	12	14
	turbidité	17	12	11	9	7	8	10	13

pH=7,8	MES	20	14	9	7	5	6	10	11
pH=7,6	turbidité	17	13	9	7	7	8	10	12
	MES	20	14	9	6	3	4	7	9
pH=7,4	turbidité	17	14	10	8	6	9	11	12
	MES	20	15	11	8	5	6	9	11
pH=7,2	turbidité	17	14	11	10	9	10	12	14
	MES	20	16	13	11	7	9	11	12
pH=7,00	turbidité	17	15	14	13	11	12	12	14
	MES	20	17	14	12	9	10	13	16
pH=6,8	turbidité	17	17	15	13	12	14	15	16
	MES	20	18	17	15	11	10	13	16
pH=6,5	turbidité	17	17	15	14	13	15	17	18
	MES	20	18	17	14	12	12	14	17

2.6- Effet de température :

Nous avons essayé de déterminer l'influence de température sur la coagulation floculation. Le tableau III.8 regroupe les résultats obtenus pour les mesures de turbidité et MES pour des échantillons à différentes températures (15°C, 20°C, 25°C, 30°C et 35°C), en fonction de la concentration du coagulant (0, 20, 22, 24, ..., 35 mg/L).

2.7- Effet du flocculant :

Nous avons pris les mesures de turbidité et de MES en fonction de la concentration du coagulant (0, 20, 22, 24 et 40 mg/L) à une température de 21°C :

- ❖ Sans ajout de flocculant.
- ❖ + 1 ml de flocculant sous forme d'une solution 0,01%.

Les résultats sont donnés dans le tableau III.9.

Tableau III.8 : Effet de la température sur l'élimination de la turbidité et MES.

Coagulant	g/l	0	20	22	24	26	28	30	35
-----------	-----	---	----	----	----	----	----	----	----

T= 15°C	Turbidité	17	17	15	11	10	10	12	14
	MES	19	17	16	10	9	10	11	13
T=20°C	Turbidité	17	15	13	9	8	8	11	13
	MES	19	15	11	8	7	6	9	11
T= 25°C	Turbidité	17	15	12	7	6	4	6	9
	MES	19	13	10	6	5	3	6	7
T= 30°C	Turbidité	17	15	13	9	8	7	9	11
	MES	19	14	12	8	7	7	10	13
T= 35°C	Turbidité	17	17	15	14	10	9	11	15
	MES	19	15	14	11	11	13	16	17

Tableau III.9 : Turbidité et MES avec et sans flocculant.

Prélèvement coagulant mg/l	Sans flocculant		+1ml du flocculant (solution 0,01%)	
	turbidité	MES	Turbidité	MES
0	18	21	18	21
20	15	17	13	15
22	13	14	10	10
24	11	10	8	7
26	9	8	5	2
28	9	9	5	2
30	11	12	9	7
35	14	14	11	10
40	15	17	11	13

2.8- Conditions Optimums :

Sur un prélèvement du mois de février 2010 (pH = 7.6 et T° = 20°C), nous avons effectué les mesures de turbidité, MES et DCO ; tout en ajoutant une 1 ml du flocculant sous forme d'une solution 0,01%.

Le tableau III.10, nous présente les résultats ainsi enregistrés.

Tableau III.10 : Coagulation-floculation dans les conditions optimums.

Coagulant (mg/l)	turbidité	MES (mg/l)	DCO (mg/l)
0	18	23	65
10	15	17	59
15	12	12	31
20	10	7	19
22	7	4	15
24	3	1	11
26	2	0	7
28	2	1	7
30	4	3	10
35	7	5	17
40	9	7	23

2.9- Coagulation –floculation et métaux lourds :

Nous avons mesuré la quantité de quelques métaux lourds tels que Fe ; Mn ; Cu ; Hg ; Cd et Pt contenue dans un échantillon d'eau avant et après traitement par 26 mg/L du coagulant, à pH = 7.6 et à une température T = 18 °C, avec addition de 1 ml d'une solution 1% du flocculant.

Le tableau III.11 regroupe les résultats de ces mesures.

Tableau III.11 : Impact de coagulation floculation sur les métaux lourds.

	Eau brute	Eau traitée
Fe mg/l	1,9	0

Mn mg/l	20	2
Cu mg/l	9	3
Hg mg/l	0,3	0
Cd mg/l	0,11	0,03
Pb mg/l	1,5	0,4

2.10- Mode opératoire avec le pilote TE 600 :

Coagulation floculation et décantation avec sulfate d'alumine et le polymère cationique :

Le mode opératoire de coagulation floculation et décantation impose les étapes suivantes:

Nous avons préparé la solution de flocculant dans le bac d'alimentation du flocculant à travers l'injection de 10ml de la solution de bentonite avec une agitation continue.

- Nous avons ensuite préparé la solution du sulfate d'alumine dans le bac d'alimentation du coagulant à une concentration de 28 mg/L.
- Nous avons réglé le débit d'alimentation de la suspension à un débit fixe de 100 l/h
- Nous avons réglé le débit d'alimentation du coagulant à un débit fixe de 10 l/h.
- Nous avons positionné la vanne de distribution de décanteur VL1 de manière à alimenter celui-ci par le haut.
- Nous avons positionné la plaque verticale de fermeture du circuit hydraulique dans le décanteur de manière à éviter le passage direct d'eau brute coagulée vers la surverse d'eau clarifiée.

Lorsque le décanteur est plein, et après deux heures nous avons pris deux échantillons:

- L'un d'eau brute à traiter contenant dans le bac d'alimentation de suspension;
- et l'autre d'eau clarifiée.

Nous avons noté ensuite les paramètres suivants: la turbidité, le pH, la température et la DCO.

2.11- Applications des conditions optimums sur le pilote TE600 :

Pour appliquer les conditions optimums nous avons pris des échantillons de diverses régions de la station pour varier la concentration des MES et étudier l'efficacité du pilote TE 600.

Les prélèvements sont comme suit :

1 ^{ère} prélèvement	turbidité = 17 NTU ;	MES = 21 mg/l ;	DCO = 60 mg/l
2 ^{ème} prélèvement	turbidité = 20 NTU ;	MES = 28 mg/l ;	DCO = 68 mg/l
3 ^{ème} prélèvement	turbidité = 29 NTU ;	MES = 36 mg/l ;	DCO = 83 mg/l
4 ^{ème} prélèvement	turbidité = 34 NTU ;	MES = 41 mg/l ;	DCO = 91 mg/l

Nous avons fixé les paramètres suivants :

- Le débit d'alimentation de la suspension à un débit fixe de 100 l/h.
- Le débit d'alimentation du coagulant à un débit fixe de 10 l/h à une concentration de 26 mg/l.

Le pH est de 7.6 et la température de 20°C. Ce traitement est fait en présence de l'injection du floculant sous forme de solution de 0.01%.

Après deux heures de décantation, nous avons pris les échantillons de l'eau clarifiée et nous avons noté les paramètres suivants :

1 ^{ère} prélèvement	Turbidité = 2 NTU ;	MES = 0 mg/l ;	DCO = 7mg/l.
2 ^{ème} prélèvement	Turbidité = 3 NTU ;	MES = 0 mg/l ;	DCO = 9 mg/l.
3 ^{ème} prélèvement	Turbidité = 2 NTU ;	MES = 0 mg/l ;	DCO = 8 mg/l.
4 ^{ème} prélèvement	Turbidité = 3 NTU ;	MES = 2 mg/l ;	DCO = 13 mg/l.

Chapitre III

TRAVAIL

EXPERIMENTAL

Chapitre IV

INTERPRETATION

DES RESULTATS

EXPERIMENTAUX

1 - Effet de la concentration du coagulant sur la coagulation :

Le prélèvement est effectué le 23/10/2010 où la température est 18°C et le pH est de 8,01. Cette eau est traitée par le coagulant ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$) avec des concentrations allant de 0 à 40 mg/l et pour chaque dose, différents paramètres sont mesurés. Les résultats obtenus de ce traitement sont donnés dans le **tableau III.3**.

a) Sur la turbidité et les MES

On remarque bien que l'addition de 10 mg/l du coagulant a provoqué la diminution de la valeur de la turbidité de 18 à 15 NTU et celle des MES de 28 à 26 mg/l et avec l'augmentation de la concentration du coagulant ces valeurs continuent à diminuer. D'après la bibliographie (GAGNON et al.,1997^[76]; LAMRINI et al.,2005^[77] WAISSMAN-VILANOVA, 2000^[78] BAXTER et al., 2002^[79]), cela est dû à ce que les particules du coagulant déstabilisent les colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entre colloïdes.

Arrivant à une concentration de 26 mg/l de coagulant, nous avons remarqué que la valeur de turbidité a atteint 8 NTU et elle reste stable même pour 28 mg/l de coagulant. On peut donc dire que cette valeur (28 mg/l) est la concentration optimale de ce coagulant dans cette eau, les cations apportés par le coagulant ont englobé presque la totalité des suspensions colloïdales dans le liquide ce qui entraîne une clarté meilleure.

Au delà de 28 mg/l on a remarqué l'augmentation des valeurs des paramètres mesurés et qui croît avec l'accroissement de la dose du coagulant. On comprend de cela que la surdose en coagulant provoque la restabilisation des particules colloïdales ainsi la disponibilité de leurs sites diminue et empêche la formation des ponts interparticulaires (CARDOT,1999)^[80] et on aura donc une eau très chargée en coagulant avec une mauvaise clarification. Et cela nous confirme que la dose optimale du coagulant est 28 mg/l.

On peut aussi voir ce phénomène en traçant les courbes de turbidité et de MES en fonction de la concentration du coagulant, comme le montre la **figure 1**.

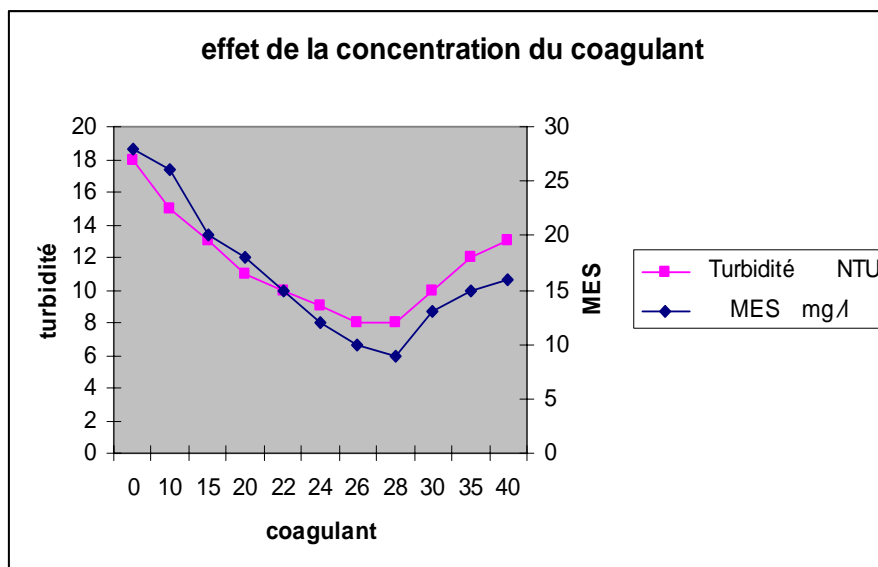


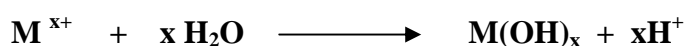
Figure 1 : variation de la turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant.

L'allure des deux courbes nous montre bien que la dose entre 28 mg/l représente la dose optimale car c'est le point correspondant à la plus faible valeur de la turbidité et des MES où les deux courbes sont décroissantes avant cette dose puis deviennent croissantes au-delà de 28 mg/l.

b) Sur le pH :

A partir des expériences du jar test, on a remarqué que la valeur initiale du pH pour l'eau prélevée est 8,01 car l'eau à traiter est basique à cause des charges négatives des colloïdes. Cette valeur a diminué progressivement en augmentant la concentration du coagulant, pour atteindre sa valeur de 7,07 à la concentration de 28 mg/l de coagulant ajouté. Cette valeur est très proche du pH de neutralisation ce qui montre qu'à cette concentration l'eau a une qualité meilleure et nous confirme aussi la valeur de la dose optimale du coagulant.

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques (FLETCHER et al., 2001^[81] LAMRINI et al., 2005^[82] LIND, 1994a^[83]), concernant l'ajout du coagulant qui entraîne la formation d'hydroxyde du métal avec libération d'une certaine acidité (hydrolyse) ce qui explique la diminution de la valeur du pH



La valeur du pH continue à diminuer en augmentant la concentration du coagulant et elle a atteint 6,56 pour 40 mg/l. les particules du coagulant apportent aussi des charges positives ce qui contribue aussi à la diminution de la valeur du pH. Arrivant à une certaine concentration de coagulant le pH diminue avec une variation très faible. Cela est représenté dans la **figure 2**.

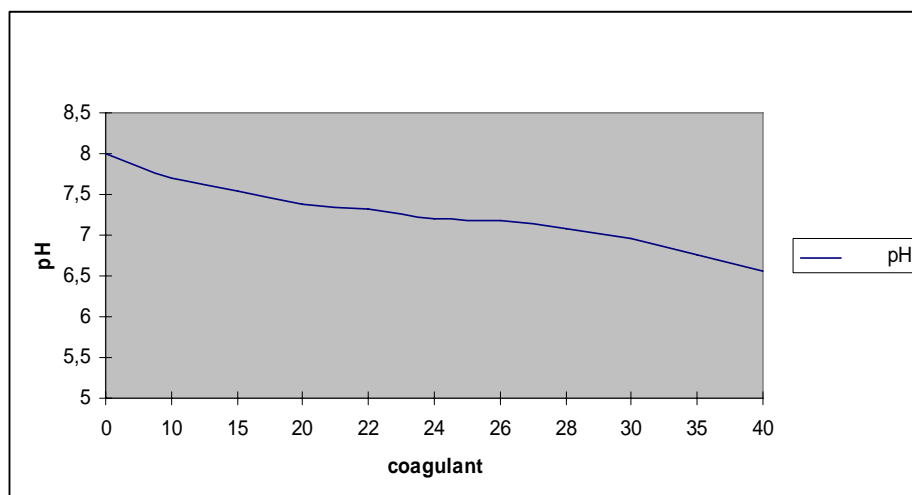


Figure 2 : Effet de la concentration du coagulant sur le pH

c) **Sur la DCO :**

La DCO est systématiquement utilisée pour caractériser un effluent. La valeur initiale de la DCO dans l'eau prélevée est de 70 mg/l. L'addition progressive des doses de coagulant a entraîné une diminution dans cette valeur jusqu'à 22 mg/l, comme valeur minimale, pour une concentration de 28 mg/l de coagulant comme le montre la **figure 3**.

D'après la bibliographie (FLETCHER et al., 2001^[80]. LIND, and LIND C. 1994b^[84] . CHOW W.M. 1992^[85]). La DCO présente quasiment tout ce qui est susceptible de consommer de l'oxygène dans l'eau, par exemple les sels minéraux et les composés organiques, l'introduction des particules du coagulant qui piègent ces matières, fait diminuer par suite la demande en oxygène et à 28 mg/l de coagulant presque la totalité des colloïdes sont piégés ce qui explique la faible valeur de la DCO (22 mg/l).

Pour des concentrations en coagulant plus grandes que 28 mg/l, on a remarqué une faible augmentation de la DCO qui arrive à 35 mg/l pour 40 mg/l de coagulant et cela est dû à ce que la surdose des particules entraîne une demande d'oxygène qui reste faible par rapport à celle des matières initiales. Cela nous confirme aussi que la dose optimale du coagulant se situe bien autour de 28 mg/l.

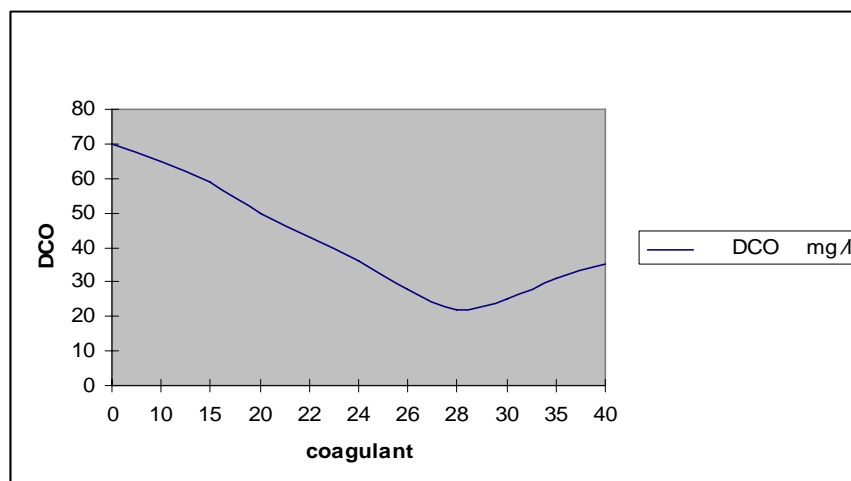


Figure.3 : Effet de la concentration du coagulant sur la DCO.

d) Sur la salinité :

Dans la coagulation-floculation, la mesure de salinité n'est pas un vrai repère pour obtenir des informations ni pour juger la fiabilité du processus, néanmoins sa variation peut nous dire sur le comportement des sels dissous pendant le traitement.

Nous avons remarqué que la variation de la salinité dans notre expérience a été peu significative, entre 0.58 et 0.56 et elle est très peu dépendante voire indépendante de la concentration du coagulant ajouté, comme on peut le voir dans la **figure 4**.

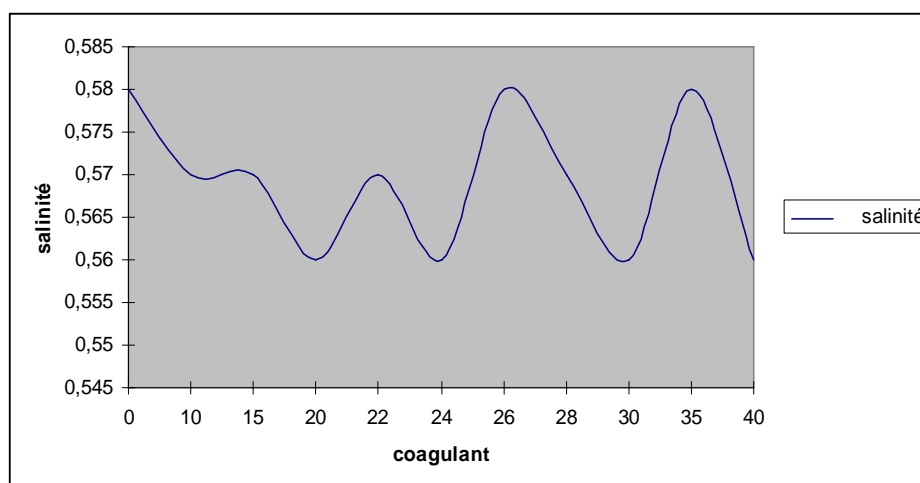


Figure 4 : Effet de la dose du coagulant sur la salinité.

2- Les prélèvements du mois de janvier :

On a effectué des prélèvements pendant 4 semaines successives d'un seul mois. Les températures et le pH mesurés étaient comme suit :

1 ^{ère} semaine	05-01-2010	T= 16,5°C ; pH= 8,11
2 ^{ème} semaine	12-01-2010	T= 17°C ; pH= 8,08
3 ^{ème} semaine	19-01-2010	T= 18°C ; pH= 7,90
4 ^{ème} semaine	26-01-2010	T= 17°C ; pH= 8,21

Le tableau III.4 présente les différentes valeurs de turbidité et de MES mesurées en fonction de la concentration du coagulant pour les 4 prélèvements.

On remarque que la turbidité initiale est plus élevée pour la température la plus grande, tel est le cas pour les MES. Alors que le pH varie de manière inverse à celle de la température (THOMAS F. 1991)^[86].

Comme on l'a vu dans l'expérience précédente, pour une température donnée la turbidité diminue avec l'addition du coagulant jusqu'à la dose optimale qui est de 28 mg/l pour toutes les températures et elle augmente ensuite pour une surdose de coagulant. Les MES suivent aussi les mêmes variations que la turbidité. Cela est bien remarqué par l'allure des courbes de turbidité et de MES en fonction de la

concentration du coagulant pour chacune des 4 semaines (figure 6, figure 7 et figure 8), où les courbes décroissent avant la dose optimale et elles sont croissantes après 28 mg/l.

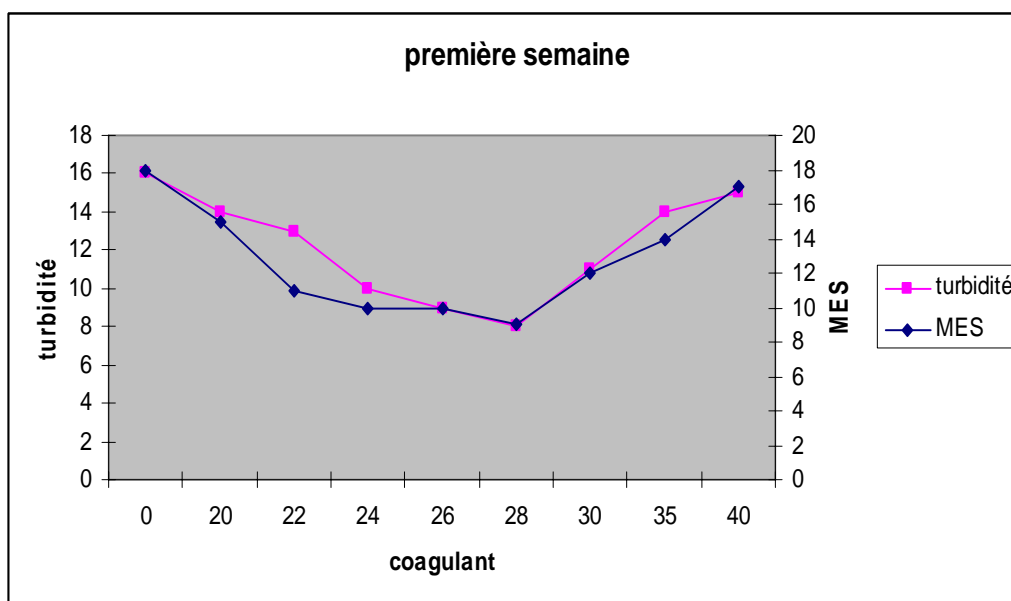


Figure 5 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour la première semaine

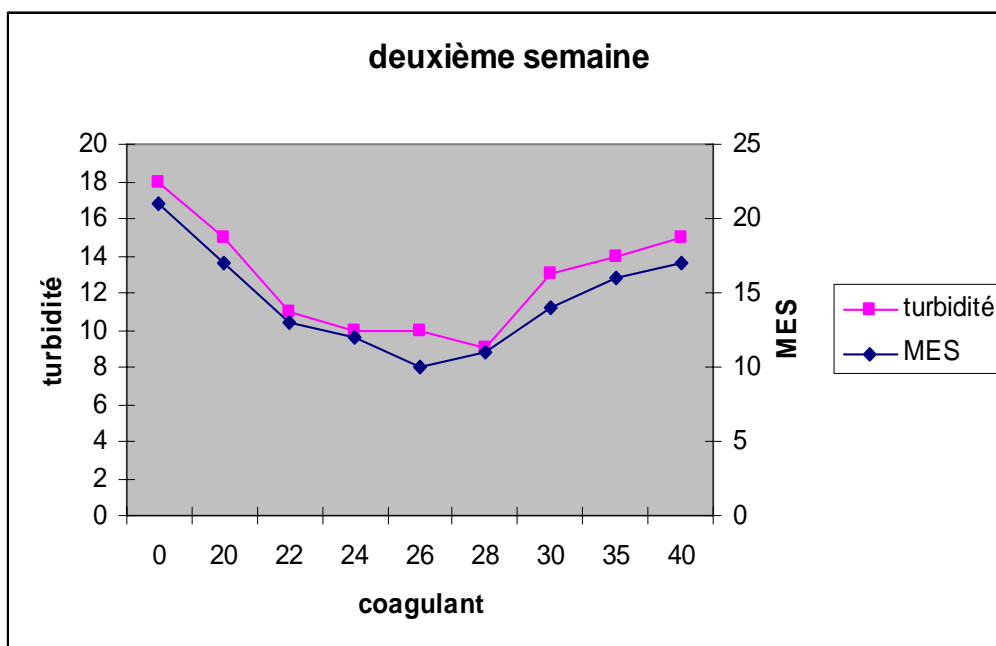


Figure 6 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour la deuxième semaine.

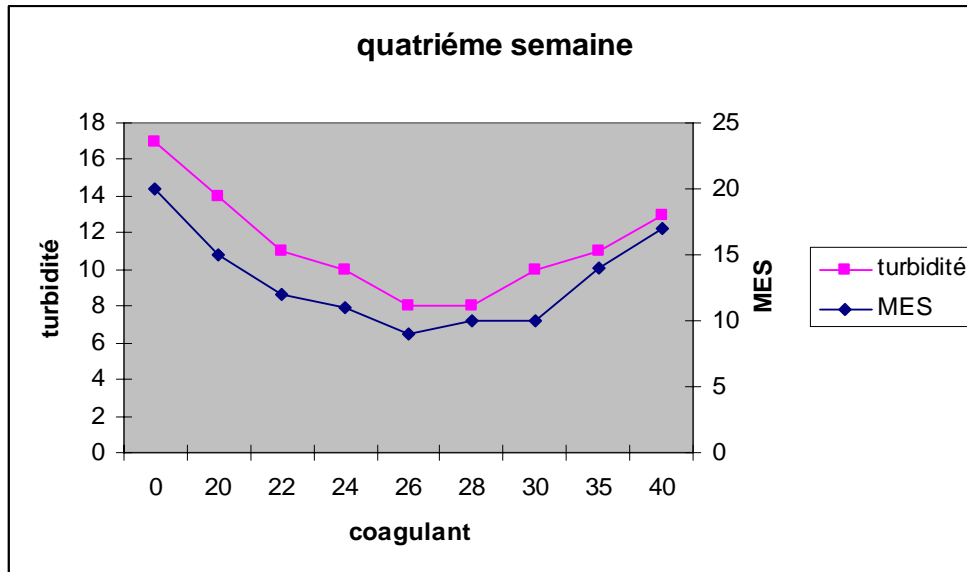


Figure 7 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour la quatrième semaine.

En ce qui concerne la variation de l'efficacité du processus en fonction de la température on peut dire que du fait ou les prélèvements ont été effectués dans le même mois la température n'a pas beaucoup variée (différence de 1°C), et par suite son influence sur la coagulation-floculation était très limitée ; d'où on a remarqué qu'à la dose optimale, la valeur de turbidité est réduite à la moitié pour les 4 prélèvements.

Vu que la température soit un paramètre thermodynamique (THOMAS .F et al)^[87]. Sa variation affecte le taux des réactions chimiques. Cette variation légère n'a pas empêché de confirmer le changement du pH en fonction de la température de l'eau prélevée. On a remarqué la diminution de sa valeur avec le croisement de la température. On ne peut certifier cette tendance, du fait que l'eau traitée n'a pas de pH fixe puisque le traitement à la station se fait quotidiennement, et par suite la température n'est pas le seul facteur derrière la diminution très faible du pH.

3- Effet de la concentration des MES sur la coagulation :

Pour une température $T=18^{\circ}\text{C}$ et un $\text{pH} = 8,22$, nous avons mesuré les MES et la turbidité en fonction de la concentration du coagulant pour différentes valeurs en MES. Les résultats obtenus sont regroupés dans le **tableau III.5**.

On remarque initialement qu'avant d'ajouter aucune dose de coagulant, l'augmentation des MES provoque l'augmentation de la turbidité (de 7 pour 10 mg/l jusqu'à 36 pour 50 mg/l). Cela revient à ce qu'une forte teneur en MES traduit une forte présence de particules qui sont en suspension et qui exercent entre elles des forces de répulsion causant ainsi une turbidité plus importante.

Pour une valeur donnée en MES l'addition de coagulant produit la diminution de la turbidité jusqu'à la dose optimale (26-28 g/l), en suite elle augmente légèrement au delà de cette dose.

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques (S. ACHOUR, N. GUESBAYA.2005^[75]. YU.R et al.,2000^[88] LAMRINI et al.,2005^[83]). La valeur de turbidité diminuée change en fonction de la concentration des MES dans l'eau, cependant les résultats montrent bien que plus les MES augmentent, plus l'effet de coagulation sur la turbidité est important, ainsi pour 10 mg/l en MES, sa diminution maximale est de 2 NTU seulement, alors qu'elle est de 25 NTU pour 50 mg/l en MES. Donc on peut conclure que le processus de coagulation est plus difficile à des basses concentrations colloïdales du fait que le taux de contact interarticulaire se trouve probablement abaissé.

Ces effets sont démontrés dans les représentations graphiques des MES et de la turbidité en fonction de la concentration du coagulant ajouté pour diverses concentrations en MES.

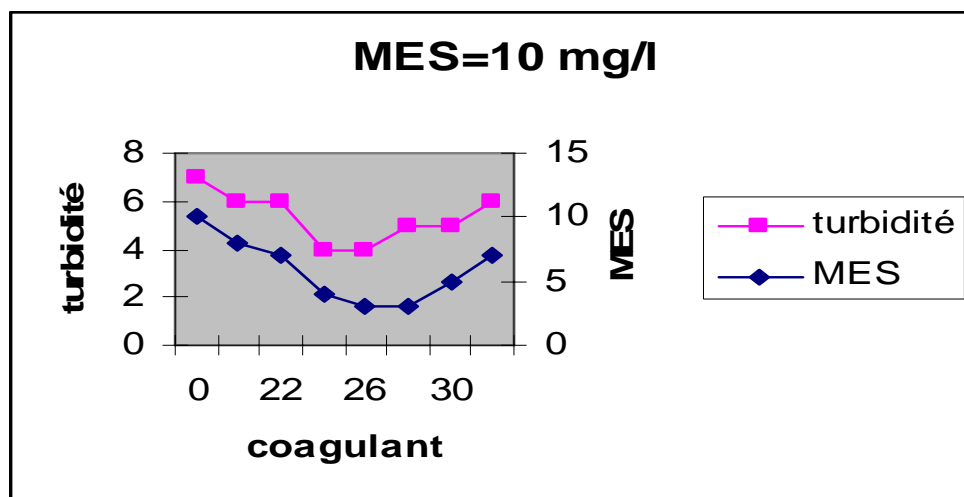


Figure 8 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 10 mg/l en MES.

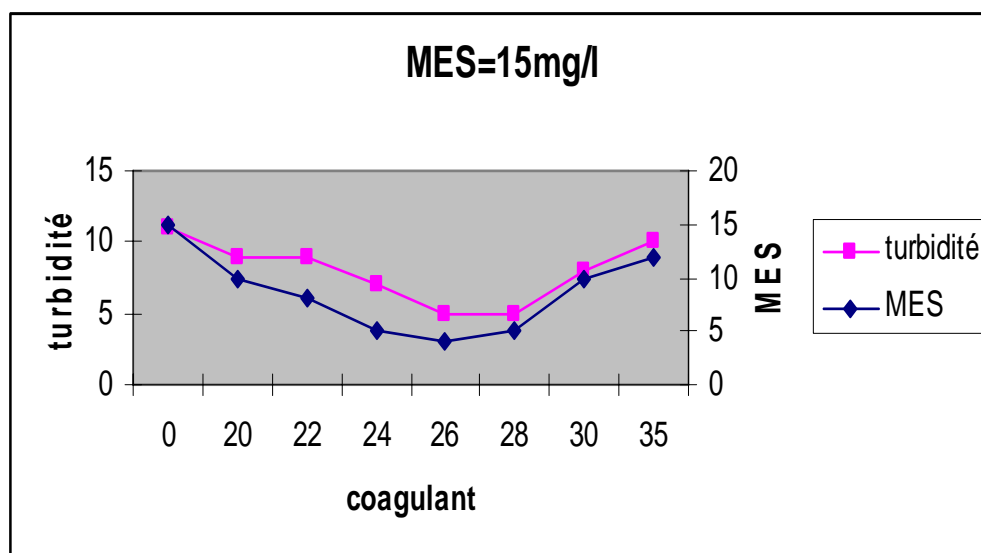


Figure 9 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 15 mg/l en MES.

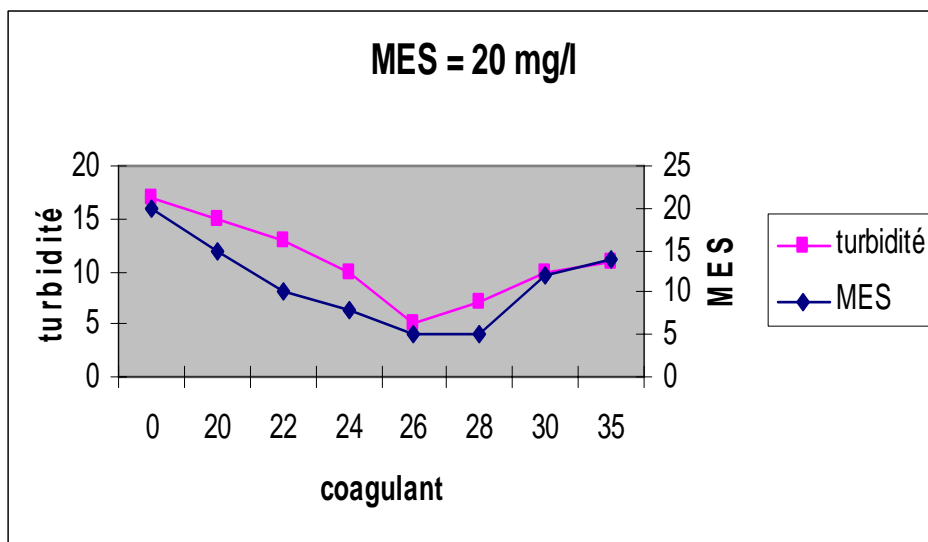


Figure 10 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 20 mg/l en MES.

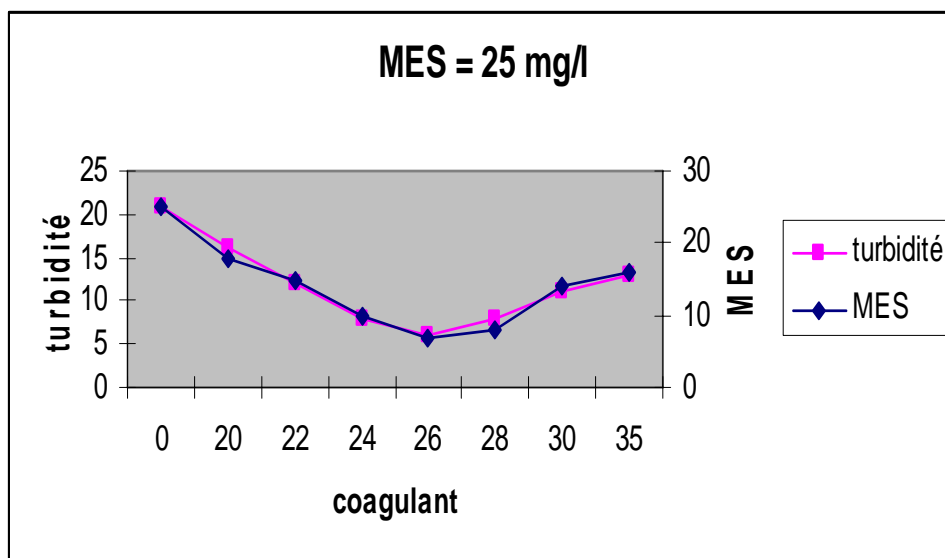


Figure 11 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 25 mg/l en MES.

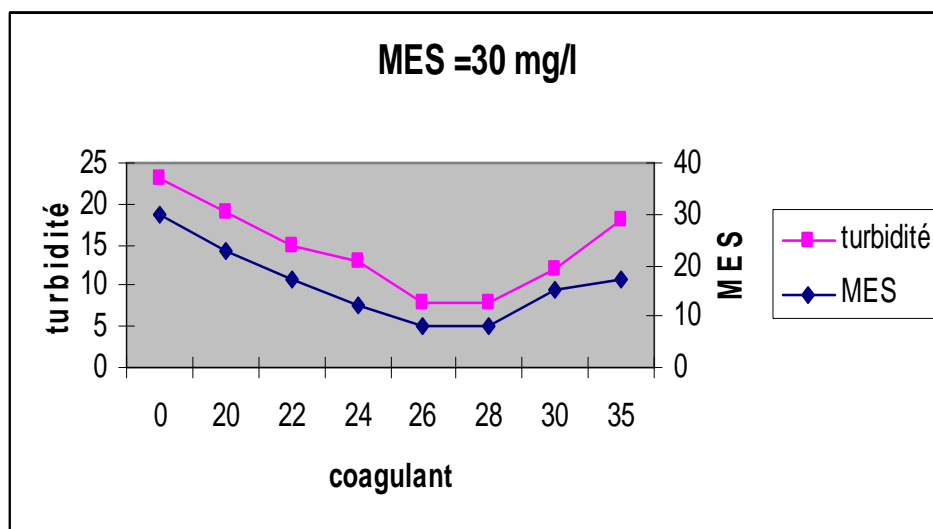


Figure 12 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 30 mg/l en MES.

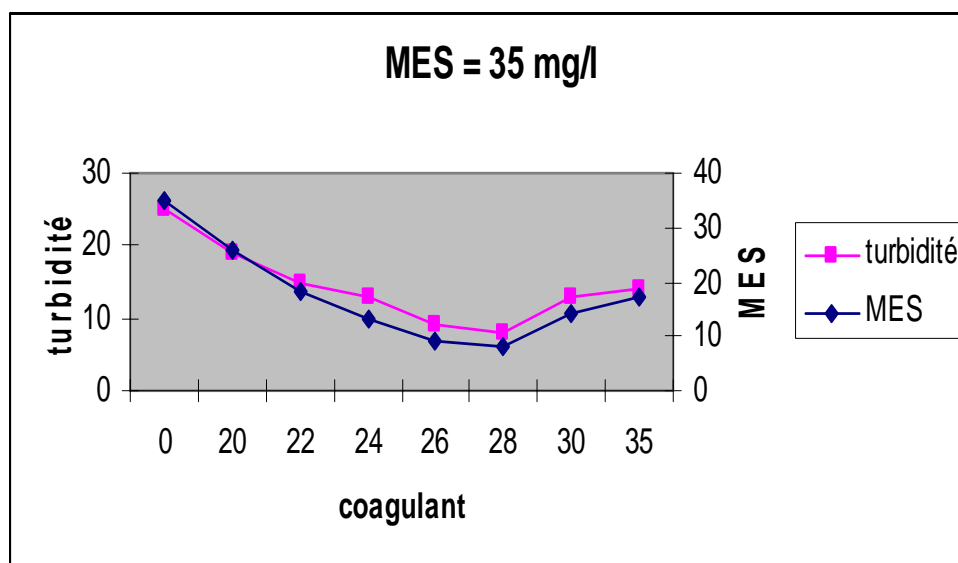


Figure 13 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 35 mg/l en MES.

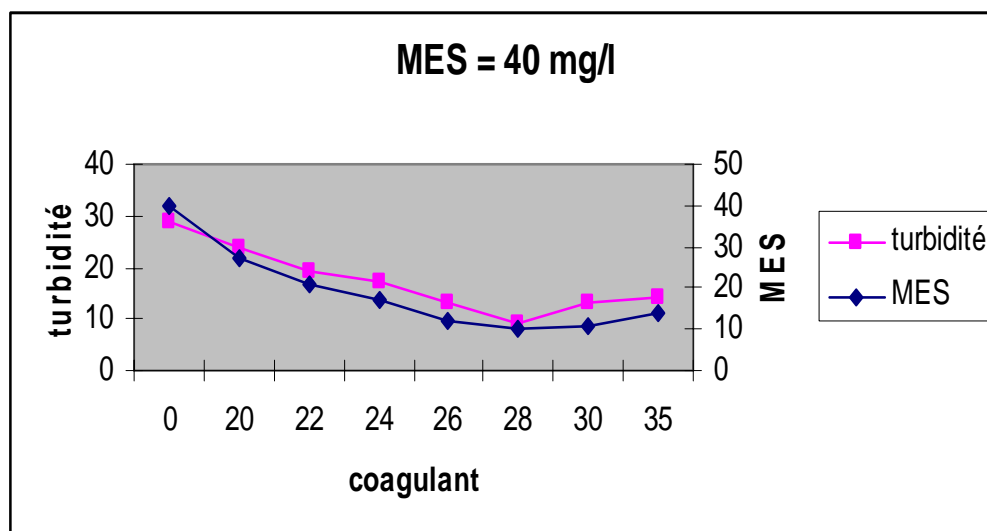


Figure 14 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 40 mg/l en MES.

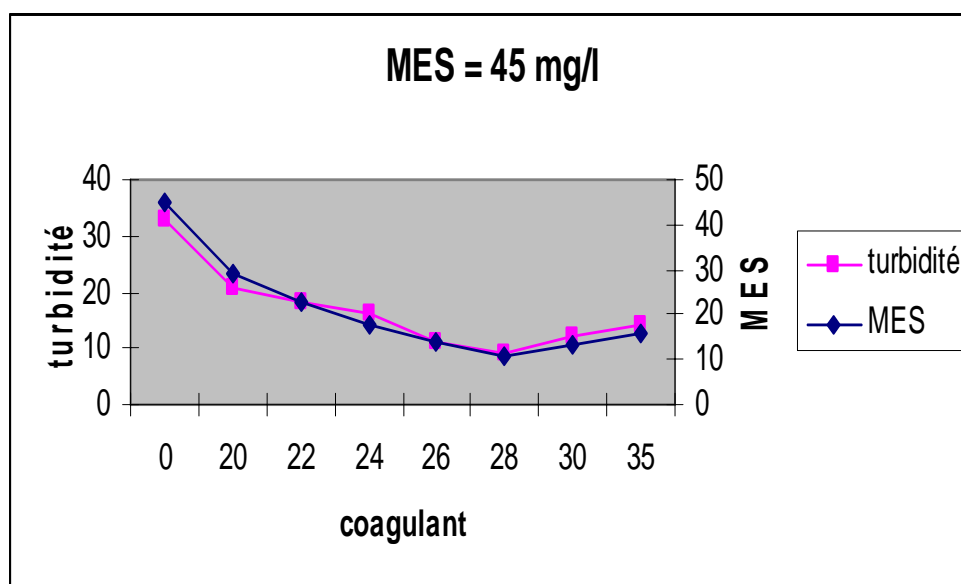


Figure 15 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 45 mg/l en MES.

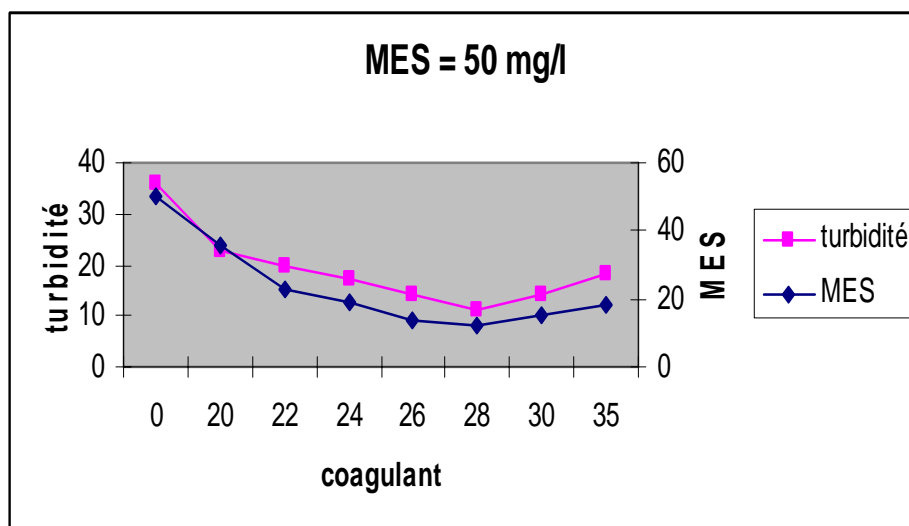


Figure 16 : Courbes de turbidité et des MES en fonction de la dose du coagulant pour 50 mg/l en MES.

4- Les prélèvements pour chaque mois :

Pour un prélèvement de chaque mois, nous avons mesuré les MES et la turbidité en fonction de la concentration du coagulant à une température $T=19^{\circ}\text{C}$ et un $\text{pH} = 8$. Les résultats obtenus sont regroupés dans le **tableau III.6**.

Avant d'ajouter le coagulant, on a remarqué qu'en hiver la concentration en MES est moins élevée de 25 en Octobre jusqu'à 17 en Février, ce qui mène à une turbidité plus faible ou elle varie de 21 NTU en Octobre jusqu'à 15 NTU en Février. Cela peut être l'effet de la température dont la diminution affecte la mobilité des particules et par suite la turbidité de l'eau.

L'addition progressive du coagulant a diminué les MES et la turbidité jusqu'à la dose optimale (26- 28 g/l) et qui augmentent en suite pour des concentrations plus élevées.

La valeur de turbidité est diminuée de presque la moitié à la dose optimale pour tous les prélèvements.

L'effet de la température se voit clairement dans le choix du coagulant et dans l'étape de floculation ou sa variation influe sur la formation des floes et sur leur densité^[15].

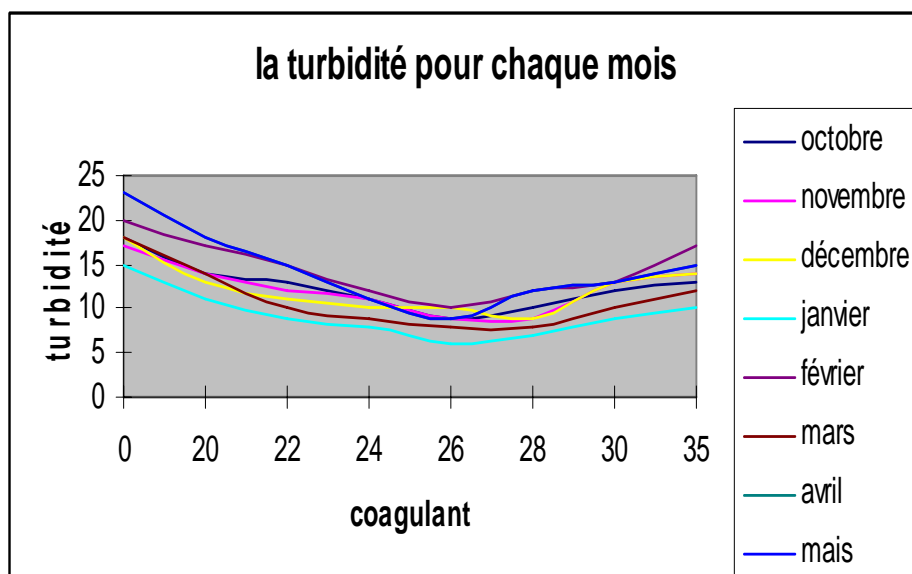


Figure 17 : Courbes de turbidité pour le prélèvement de chaque mois.

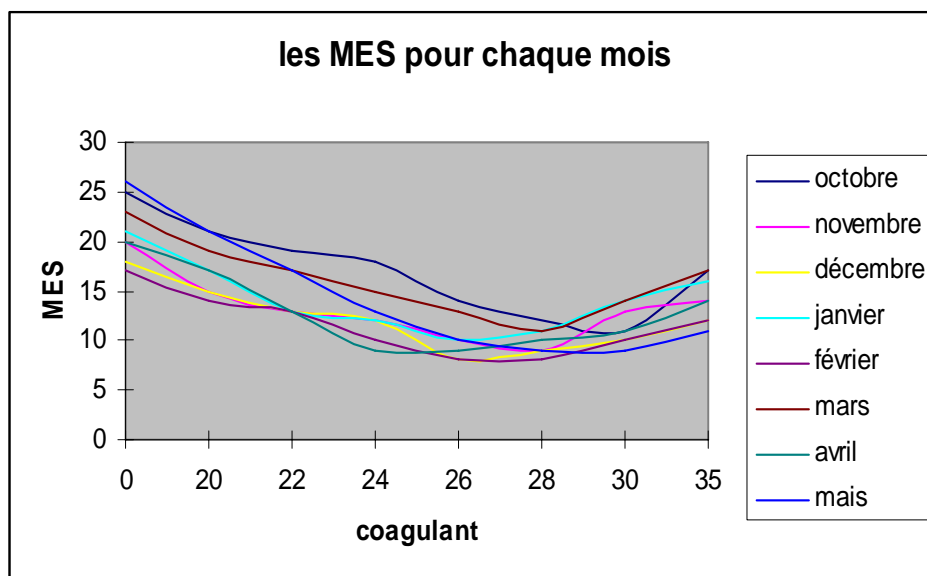


Figure 18 : Courbes des MES pour le prélèvement de chaque mois.

5- Effet du pH

L'étude de ce paramètre s'avère importante du fait qu'il conditionne d'une part la dissociation des groupements fonctionnels existant dans les MES et d'autre part la spéciation du coagulant (formes solubles ou insolubles, chargées ou neutres).

Le prélèvement est effectué le 23/10/2010 où la température est 18°C. Cette eau est traitée par le coagulant $Al_2(SO_4)_3$, avec des pH allant de 8,00 à 6,50 et pour chaque pH, différents paramètres sont mesurés.

L'ajustement du pH des solutions est effectué grâce à des solutions de HCl et de NaOH à 0,1N.

Le **tableau III.7** présente les différentes valeurs de turbidité et de MES mesurées en fonction du pH.

Les figures 19 à 26 récapitulent les résultats obtenus et présentent l'évolution d'élimination des MES chacune en fonction de la concentration du coagulant pour tous les pH utilisés. Nous pouvons observer que l'optimum de l'élimination des MES et la turbidité correspond à des pH entre 7.80 et 7,40

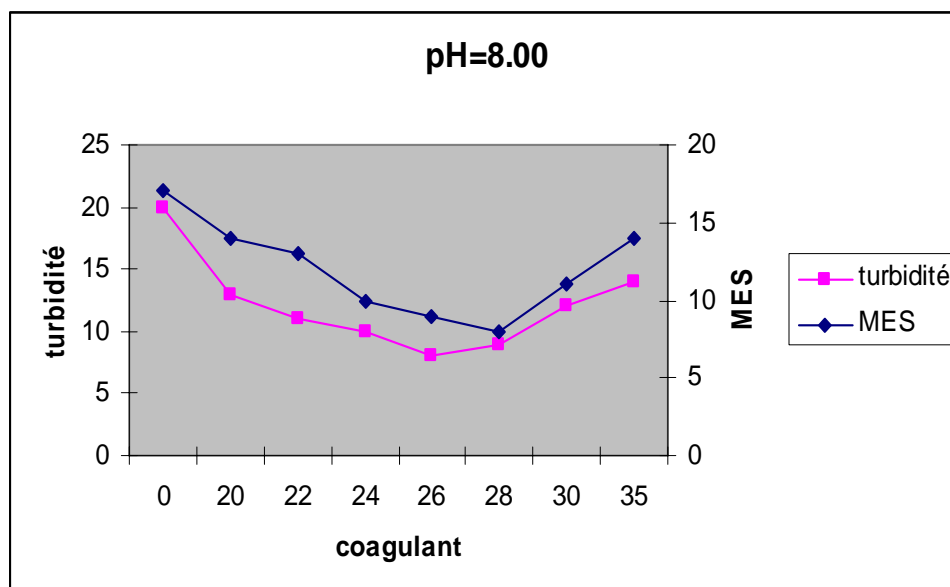


Figure 19 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 8,00.

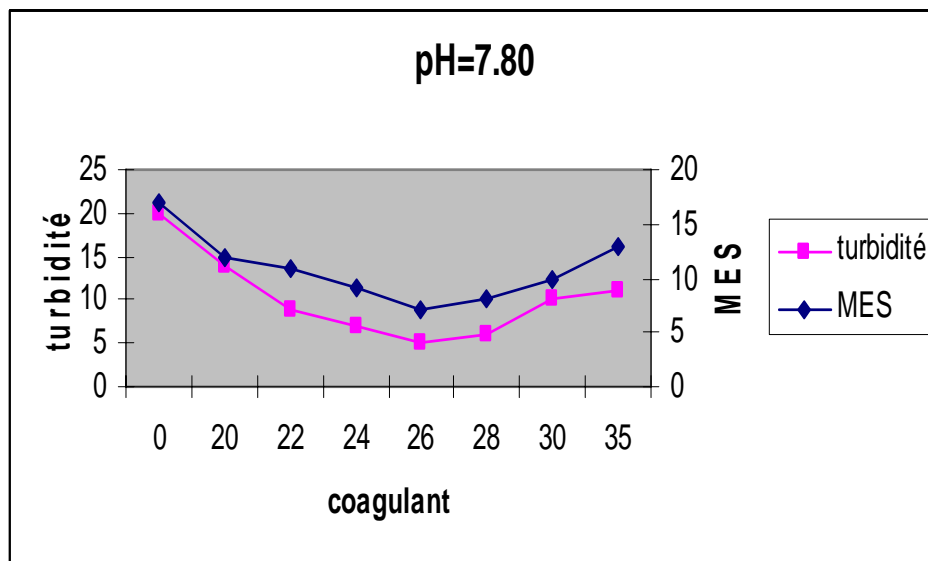


Figure 20 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,80

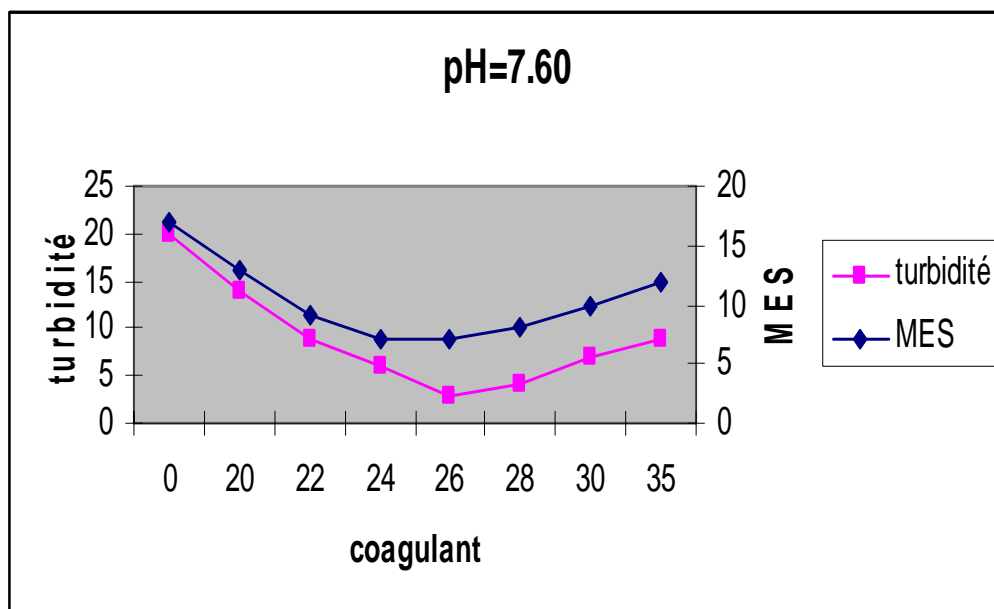


Figure 21 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,60.

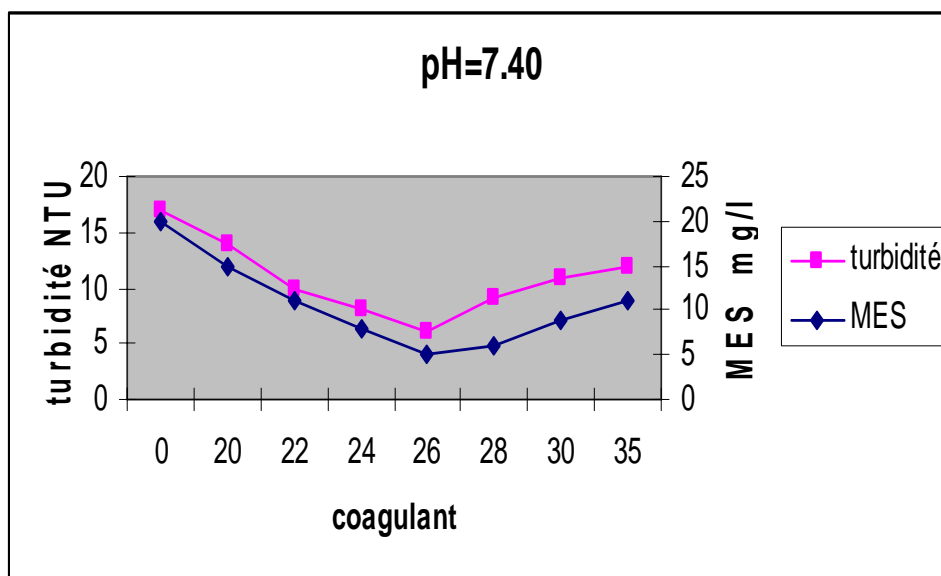


Figure 22 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,60.

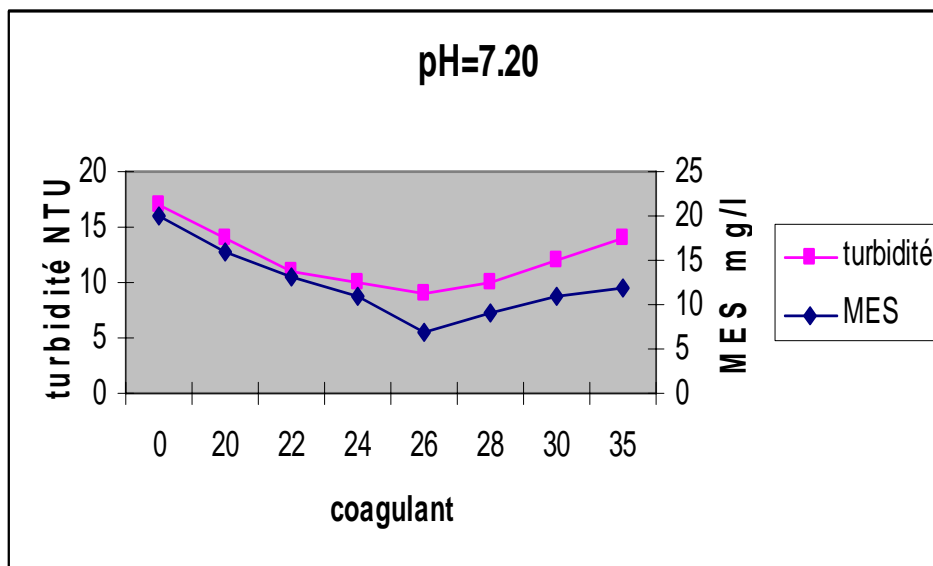


Figure 23 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,20.

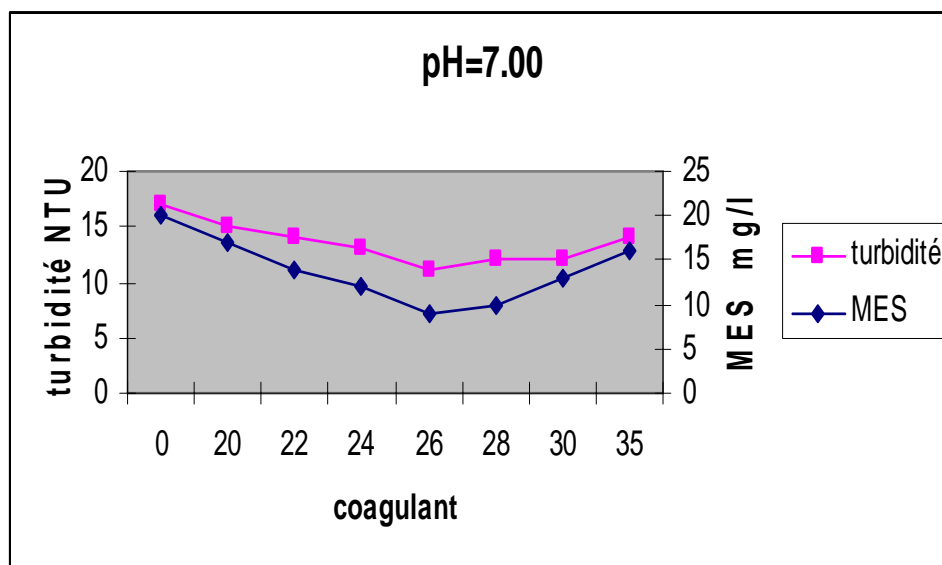


Figure 24 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 7,00.

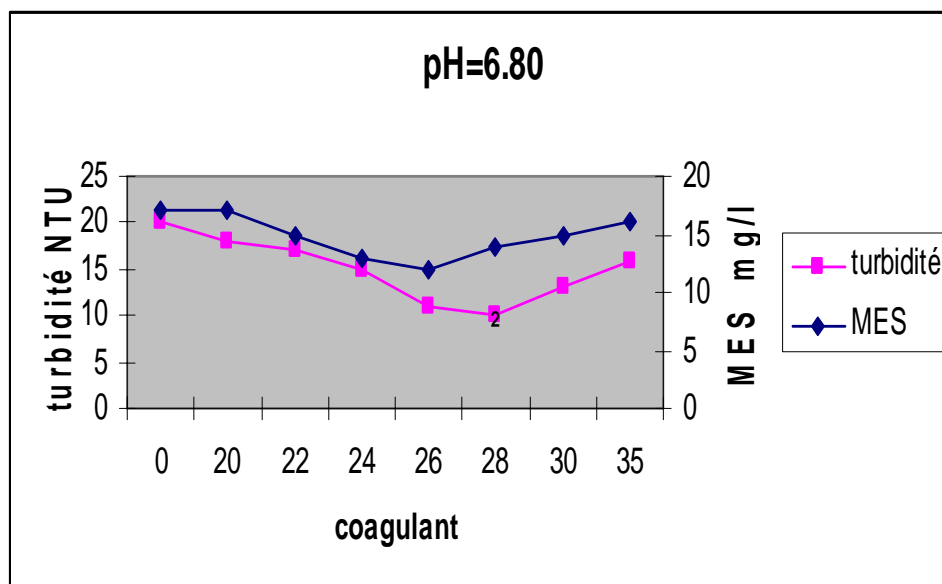


Figure 25 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 6,80.

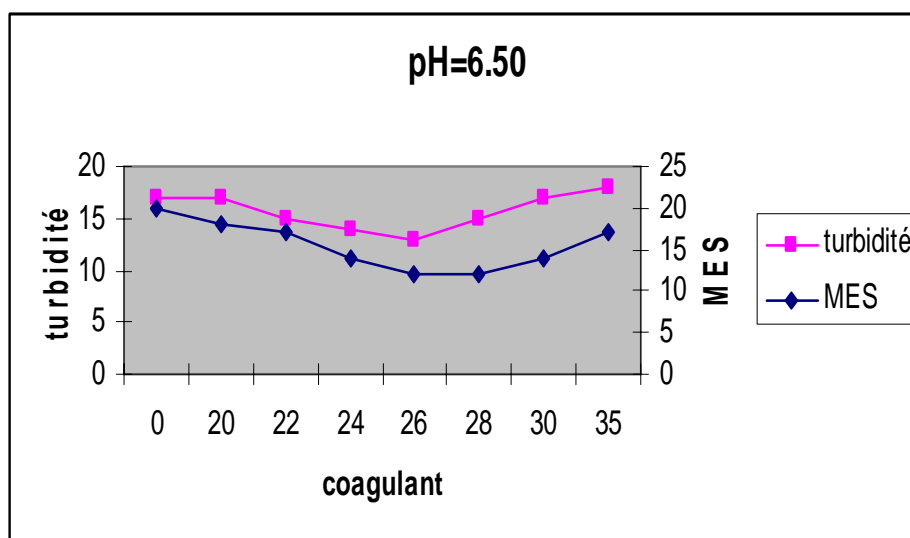


Figure 26 : Courbes de turbidité et des MES à pH= 6,50.

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques concernant l'élimination de composés organiques colloïdaux pour des pH se situant globalement entre 6 et 8 selon la nature du coagulant (P. Canizares. 2009^[89]. Beckett, R. and LeN. P. 1990^[90]. JEKEL M.R.1986a^[91]. X. Carrier et al 2007^[92]).

Puisque le pH conditionne aussi les formes chimiques de l'aluminium, il est évident que les mécanismes intervenant lors de l'élimination de ces composés pourront être très divers.

La coagulation des composés organiques présents dans les MES peut être décrite comme le produit des interactions entre les formes hydrolysées de l'aluminium et la matière organique, dans son ensemble, dissoute. Dans la bibliographie, les mécanismes les plus cités 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 (ACHOUR S. 1997^[93]. VAN BENSCHOTEN, J.E and EDZWALD, J.K. 1990^[94]. J. E. Gregor et al 1997^[95]).

La spéciation de l'aluminium dépendra du pH, de la concentration en aluminium, des conditions d'agitation et surtout des anions minéraux ou organiques en présence (B. Cheknane et al.2005)^[96]. Ces anions sont en effet considérés comme

des ligands pouvant complexer l'aluminium. Lors de la chélation du métal, les anions les plus évoqués sont d'une part les ions OH^- qui conditionnent le pH et certains groupements organiques telles les fonctions carboxyles, carbonyles ou amines (D. Abdessemed and G. Nezzal 2003^[97], I.Arclen-alato et al 2009^[98], A. REZEG, S. ACHOUR2005^[99]).

Dans notre cas ,l'élimination plus importante des MES et la turbidité à $\text{pH}=7.60$ s'explique par la forte interaction entre les formes hydrolysées de l'aluminium et les matières en suspension, en plus à cette gamme de pH (7,8 à 7,4), les formes solubles de l'aluminium sont très disponibles, par contre à $\text{pH} >7,8$ et à $\text{pH} < 7,4$ on a une faible interaction entre les formes hydrolysées de l'aluminium et les matières en suspension.

Enfin, notons que le pH peut lui-même être influencé par la température du milieu, ce qui aura un impact sur la solubilité des formes de l'aluminium et la dissociation des substances organiques (HANSON. A.T and CLEASBY, I.L. 1990)^[100].

6- Effet de la température :

Les résultats obtenus pour les mesures de la turbidité et des MES d'une eau à différentes températures en fonction de la concentration du coagulant ajouté, sont regroupés dans le **tableau III.8**.

A partir de ce tableau, on remarque que la meilleure élimination de turbidité est pour une concentration en coagulant de 28 g/l ce qui représente la dose optimale pour toutes les mesures. En particulier pour une température de 25 °C cette valeur est minimale et atteint 4 (< 5 NTU, norme de la turbidité) et 3 en MES cela nous indique qu'une température basse défavorise la coagulation. Cependant une température très élevée empêche la coagulation aussi.

Les figures 16 et 17 indiquent ainsi l'évolution d'élimination des MES et la turbidité pour des températures variant de 15 à 35 °C. L'amélioration d'élimination entre 15 et 25 °C peut s'expliquer par, non seulement des effets physiques (variations de viscosité et de densité de l'eau), mais aussi par une baisse du pH influant sur le

mécanisme de coagulation mis en jeu entre le coagulant et les matières organiques dans l'eau traitée. Au-delà de 25 °C, les effets chimiques surtout expliqueraient la baisse de rendement.

On conclue donc que le processus de coagulation-floculation est très dépendant de la température et qu'il exige une valeur adéquate de ce paramètre pour un bon rendement et une bonne efficacité.

Il faut signaler que (KANG, L.S and CLEASBY, J.L. 1995^[101]. CAMP, T.R., et al. 1940)^[102], indiquent que les sels d'aluminium sont plus sensibles aux variations de température que les sels ferriques.

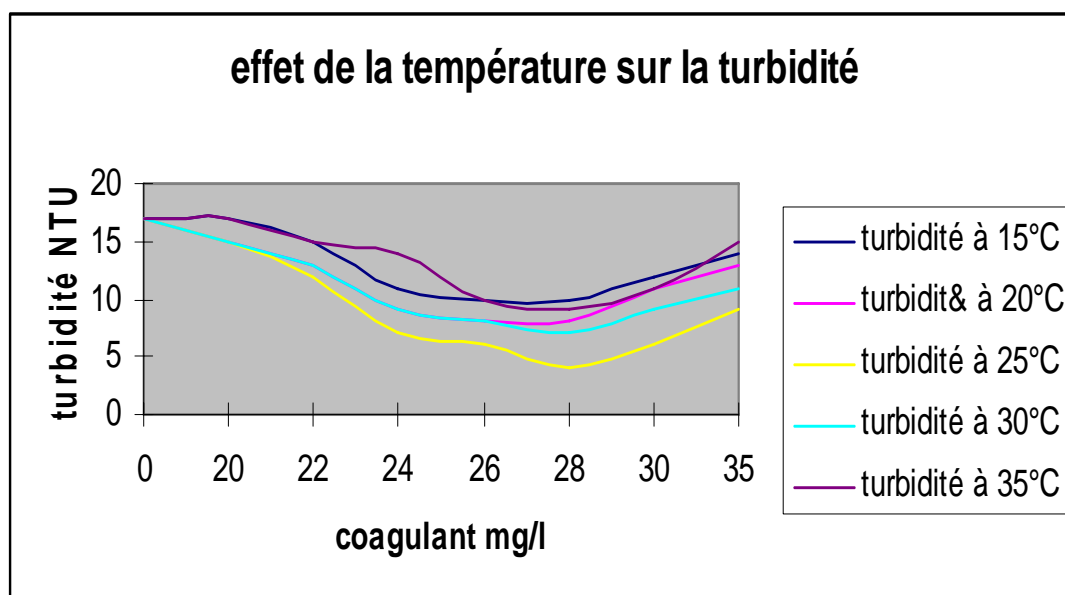


Figure 28: Courbes de turbidité en fonction de la dose du coagulant pour différentes températures.

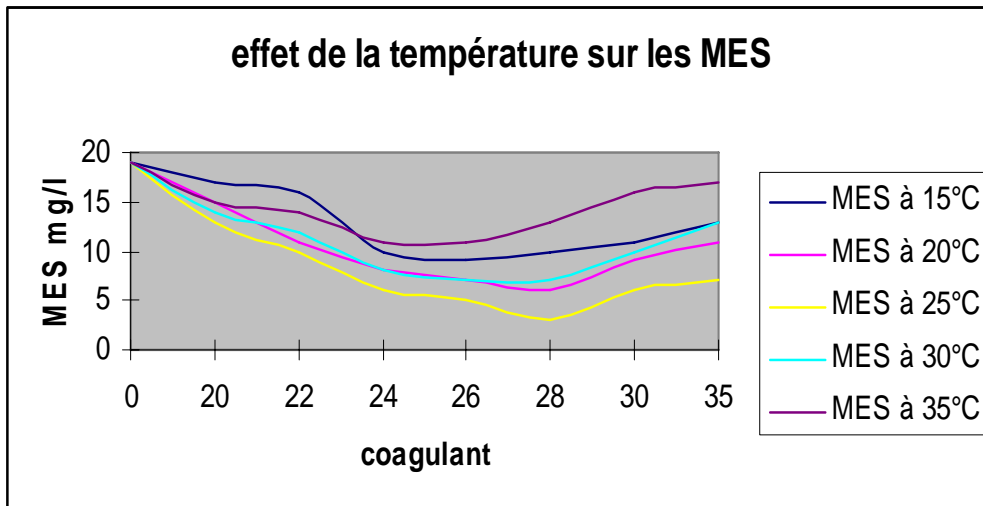


Figure 29 : Courbes des MES en fonction de la dose du coagulant pour différentes températures.

7- Effet du flocculant :

Le flocculant utilisé dans notre étude est un polymère cationique utilisé par la station du barrage «SAKAK» comme un aide coagulant, qui favorise l'agglomération et la formation de floes. Le **tableau III.9** regroupe les mesures de la turbidité et des MES d'une eau à traiter qu'on a effectuées à une température $T = 21^{\circ}\text{C}$ pour différentes concentrations de coagulant, une fois sans ajout de flocculant et une fois avec 1 ml du flocculant sous forme de solution de 0,01%, afin d'évaluer l'impact d'ajout du flocculant sur l'élimination de ces deux paramètres.

La turbidité initiale mesurée de ce prélèvement est de 18 NTU alors que les MES sont de 21mg/l. D'après les résultats présentés ci-dessus, on remarque qu'en cas de traitement sans ajout de flocculant, la turbidité diminue en fonction de l'augmentation progressive de la concentration du coagulant pour atteindre 9 NTU pour 26 mg/l de coagulant. A cette dose optimale les MES atteignent 8 mg/l. Cependant dans le cas où nous avons ajouté le flocculant, l'élimination est plus efficace et à la dose optimale elle atteint 5 NTU pour la turbidité et 2 mg/l en MES. En effet, les micro-floes formés par agglomération des particules préalablement déchargées par l'effet du coagulant minéral ajouté, sont plus renforcés par les macromolécules du polyélectrolytes cationiques ou flocculant ajouté. Dans cette étape dite flocculation, ces micro-floes s'agrègent formant des flocons qui tiennent donc plus de particules en suspension et

deviennent par suite plus volumineux ce qui facilite leur décantation (MAULDING, J.S and HARRIS, R.H.1998^[103], M. Bayramoglu, M. Kobya 2007^[104]). Cela est aussi montré dans les figures (30) et (31), où on remarque bien que le décroissement des courbes jusqu'à la dose optimale en présence du floculant, est plus important que celui dans le cas de son absence, ainsi l'augmentation des courbes après 26 mg/l en coagulant est plus faible en présence de floculant qu'en son absence ; pour 40 mg/l en ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{H}_2\text{O}$) on retrouve 15 NTU sans floculant et 11 seulement en ajoutant le polymère.

L'impact du floculant peut être influencé par un paramètre important à savoir « la vitesse d'agitation » (Hunter, Robert J.2002)^[61], où un gradient de vitesse élevé peut produire le cisaillement des floccs et risque de les détruire, et par suite on aura une augmentation à nouveau de la turbidité ; dans notre expérience on a utilisé une agitation rapide 200 tours /min pendant 3 minutes en suite 17 minutes d'agitation à 40 tours/min, justement pour ne pas dissocier les floccs formés.

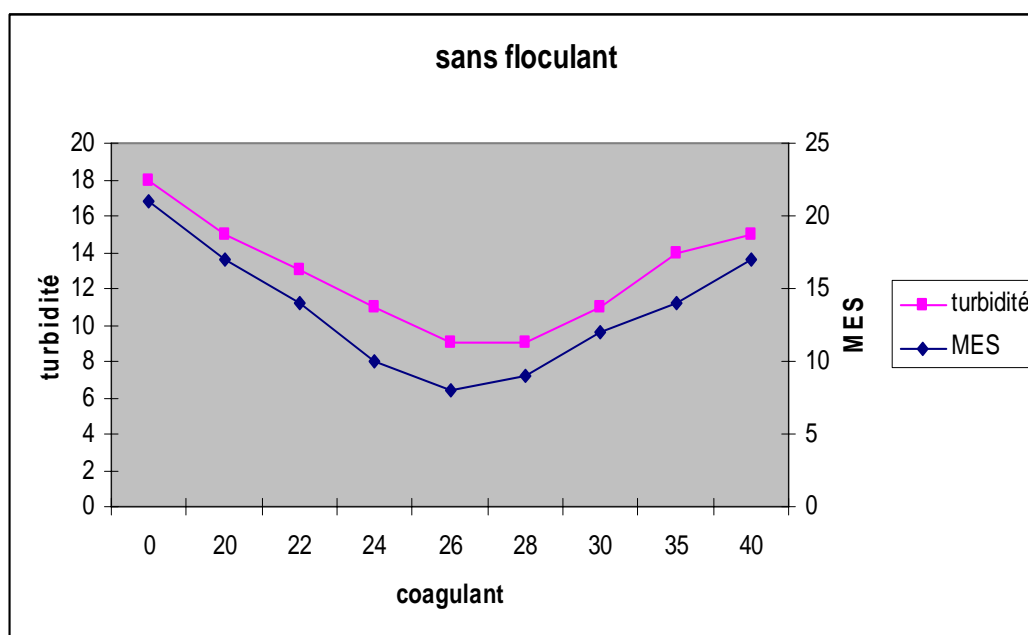


Figure 30 : Courbes de turbidité et de MES en fonction de la dose du coagulant sans ajout de floculant.

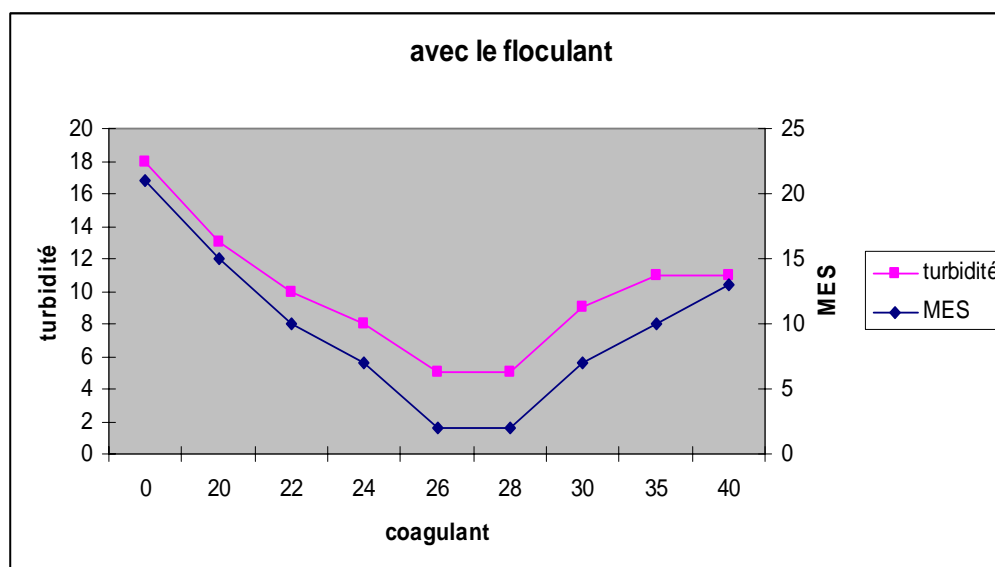


Figure (31) : Courbes de turbidité et de MES en fonction de la dose du coagulant avec ajout de flocculant.

8- Traitement dans les Conditions Optimums :

Le tableau III.10 présente les mesures de la turbidité, MES et de la DCO d'un prélèvement effectué en Février 2011 avec un pH de 7.6 et une température de 20°C. Ce traitement est fait en présence de 1ml du flocculant sous forme de solution de 0.01%.

D'après les résultats enregistrés dans ces conditions, on remarque que la turbidité est diminuée de 18 à 2 NTU, la DCO de 65 à 7 mg/l et une élimination totale des MES à partir d'une valeur initiale de 23 mg/l et cela pour une concentration initiale en coagulant de 26 mg/l. On distingue alors que 26 mg/l représente la dose optimale du coagulant pour ce traitement.

Les conditions utilisées dans ce traitement et la présence du flocculant ont donné les meilleurs résultats d'élimination pour les trois paramètres mesurés. On dit alors que c'est les conditions idéales pour ce type de charge d'eau.

Après la dose optimale, on remarque la ré-augmentation des MES, DCO et de la turbidité à cause de la ré-stabilisation des particules.

Les figures (32) et (33) présentent respectivement l'évolution des courbes de turbidité et MES, et de la DCO en fonction de la concentration du coagulant ajouté dans les conditions optimums. Les courbes présentent bien l'efficacité du traitement

aux conditions en question. Le décroissement à partir des points initiaux est important et atteint des valeurs très faibles, caractéristiques d'une eau claire et donc une grande efficacité et fiabilité du processus.

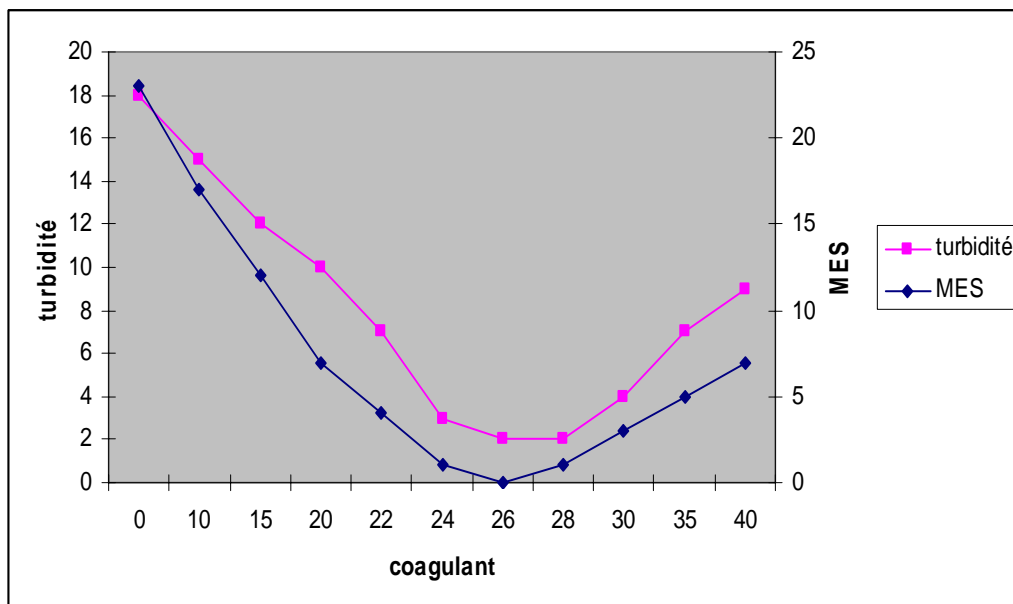


Figure (32) : Courbes de turbidité et MES en fonction du coagulant dans les conditions optimales.

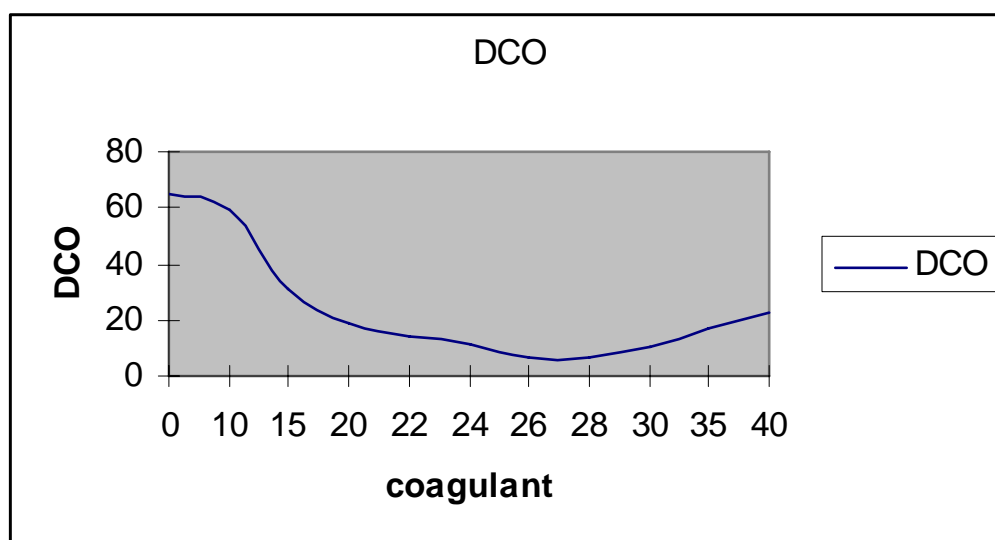


Figure (33) : Courbe de DCO en fonction du coagulant aux conditions optimales.

9- Effet de la coagulation sur les métaux lourds :

En essayant de voir l'effet du processus de coagulation-floculation sur la quantité des métaux lourds dans l'eau traitée, nous avons mesuré la concentration de certains métaux (Fe ; Mn ; Cu ; Hg ; Cd ; Pt) avant et après traitement. L'eau a été traitée par 26 mg/l de $[Al_2(SO_4)_3]$ à pH = 7,6 et à une température de 18°C, le processus a été renforcé par ajout de 1 ml du floculant en solution 1%. Les résultats obtenus sont regroupés dans le **tableau III.11**.

On remarque que la concentration des métaux existant dans l'eau diminue pendant la coagulation-floculation. Etant donné que le coagulant comporte des molécules chargées négativement, cela leur donne la possibilité de réagir comme ligands et de se complexer avec les métaux qui sont déjà présents dans l'eau à traiter (CHRISTIAN 2000)^[105]. Si ces métaux sont déjà complexés avec les particules colloïdales la déstabilisation de celles-ci par effet de coagulant et de floculant implique leur intégration dans les floes formés (I. Heidmann and W. Calmamo. 2008^[106], I. Zongo 2009a^[107]).

La diminution de la concentration après traitement n'est pas régulière pour tous les métaux, cela revient premièrement à ce que la quantité initiale n'est pas la même pour les six éléments, une petite quantité est facilement complexée (comme le Fe et le Hg), et deuxièmement à la différence de la taille du cation métallique qui est un critère majeur dans la complexation où plus un métal est grand et plus il a tendance à se coordonner avec des molécules neutres ou anioniques (I. Zongo 2009a^[107], Nadji.D 1998^[108], ce qui favorise son élimination.

CONCLUSION

GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Conclusion général :

Le processus de coagulation-floculation a fait apparaître divers mécanismes, souvent complexes et dépendant fortement du pH de l'eau à traiter. En outre, les chercheurs s'intéressent de plus en plus à optimiser cette étape pour un meilleur abattement des polluants, notamment organiques. Certains ont porté leur choix sur l'amélioration des performances des réactifs coagulants et adjuvants de floculation (coagulants préhydroxylés minéraux, polymères organiques,...). Mais la plupart des travaux s'accordent à conclure que l'optimisation et l'ajustement de paramètres physico-chimiques de l'eau ou du dosage du coagulant peuvent conduire à une floculation et une élimination des matières en suspension, des matières colloïdales et des macromolécules susceptibles de communiquer à l'eau une *turbidité* ou une *couleur* indésirables. Il s'agit de matières organiques aussi bien que minérales.

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium, les MES et les colloïdes existants dans l'eau traitée de la station d'épuration STEP AIN AL HOUTZ.

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

- Les eaux usées de la station d'épuration de Ain al houtz sont polluées notamment en matière organique (colloïdes) avec une turbidité **10 à 40** NTU et en matières en suspensions (MES **10 à 35** mg/l).
- L'origine de la pollution des eaux usées de la station est domestique, contrairement à Oued Ain al houtz qui subit en plus des rejets domestiques, une pollution industrielle.
- Après les résultats expérimentaux et l'analyse des articles spécialisés, le traitement par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium est plus efficace que celui avec du chlorure ferreux.
- Le temps d'agitation est un facteur important, qu'il faut prendre en compte, pour le bon déroulement du procédé de coagulation floculation (mode opératoire du jar-test).
- La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. La concentration optimale du coagulant (sulfate d'aluminium) qui donne la meilleure élimination des MES, la DCO et de la turbidité

CONCLUSION GENERALE

dans le cas de l'effluent traité, est de 26 à 28 mg/l. Une surdose du polymère produit inévitablement une déstabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de changer la charge de surface.

- La mesure de salinité n'est pas un vrai repère pour obtenir des informations sur la coagulation.
- La concentration des MES varient selon la qualité des eaux entrant à la station et la qualité du traitement biologique ; les deux mois, Octobre et Mai, sont les plus chargés en MES, par contre le mois de Février est le plus faible en charge MES ; ceci dépend de la température de chaque mois et de la quantité des pluies.
- Le pH est l'un des paramètres les plus importants qu'il faut noter, du fait qu'il joue un rôle déterminant dans la coagulation ; la valeur optimum du pH qui donne une bonne qualité d'eau traitée est 7,60 ; la valeur du pH décroît avec la diminution de la température.
- La température joue un rôle très important pour la plage de pH et la formation des floes. D'après les résultats nous avons conclu que la température 20°C, est la température optimale pour avoir une bonne coagulation et une bonne décantation.
- L'aide coagulant (le polymère cationique) à des faibles doses ; améliore la qualité des eaux traitées, et diminue le temps de décantation.
- On peut éliminer quelques métaux lourds par agglomération des floes.

Après traitement des eaux dans la station, on peut dire que le traitement par coagulation-floculation et décantation sur le pilote TE 600 est très efficace afin d'améliorer la qualité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Ain al houtz ; et après les traitements, ces eaux (eaux usées domestiques), peuvent être utilisées dans l'industrie, comme une eau de refroidissement ou bien une eau de chaudière. En outre, c'est un processus de dépollution qui participe à protéger notre environnement.

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES:

- [1] **P.K. Holt, G.W. Bartom, C.A. Mitchell**, the future for electrocoagulation as a localised 2 water treatment technology, *Chemosphere* 59 (2005) 355-367.
- [2] **Khemis**, Etude théorique et expérimentale du procédé d'électrocoagulation : application au traitement des effluents liquides hautement chargés en impuretés organiques et minérales, thèse de doctorat INPL, 2005, Nancy.
- [3] **K. Fent**, organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge : contamination fate in treatment process and ecotoxicological consequences, *The Science of the Total Environment* 185 (1996) 151-159.
- [4] **M.Y.A. Mollah, R. Schennach, J.R. Parga, D.L. Cocke** electrocoagulation (EC) science and application, *Journal of Hazardous Materials B* 84 (2001) 29-41.
- [5] **A. Alinsafi, Mokhemis, M.V. Pons, J.P. Leclerc, A. Yaacoubi, A. Benhammou, A. Nejmeddine**, Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater, *Chemical Engineering and Processing* 44 (2005) 461-470.
- [6] **fiche technique de la station d'épuration STEP de Ain El Houtz de la ville de Tlemcen.**
- [7] **Kaplan, D. I., Bertsh, P. M., and Ariano, D. C. (1997)**. Mineralogical and physico-chemical differences between mobile and nonmobile colloidal phases in reconstructed pedons. *Soil Sci Soc Am J*, 61, 641-649.
- [8] **Kretzschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., and Elimelech, M. (1999)**. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Adv in Agronomy*, 66, 121-192.
- [9] **K. Bensadok**, procédé de traitement d'émulsion huile/eau et eau/huile cas particulière d'émulsion d'huile de coupe, thèse de doctorat d'état, université des sciences et de technologie Haouari boumadienne (2007).
- [10] **Thornton R. J. and Blanc F.** Leachate treatment by coagulation and precipitation. *J. Environ. Eng. Div.* 99, (1973) 535-544.
- [11] **Cook E. N. and Foree E. G.** Aerobic biostabilisation of sanitary landfill leachates. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 46, (1974) 380-392.
- [12] **Ho S., Boyle W. C. and Ham R.** Chemical treatment of leachates from sanitary landfills. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 46, (1974) 1776-1791.
- [13] **Keenan J, Steiner L. and Fungaroli A.** Chemical-physical leachate treatment. *J. Environ. Eng.* 109, (1983) 1371-1384.

Références bibliographiques

- [14] **Slater C, Uchrin G and Ahlert R.** Physico-chemical pretreatment of landfill leachates using coagulation. *J. Environ. Sci. Hlth.* 18, (1983a) 125-134.
- [15] **Stegmann R. and Ehrig H.** Operation and design of biological leachate treatment plants. *Prog. Wat. Tech.* 12, (1980) 919-947.
- [16] **Chamalot M., Courant P., Millot N. and Granet C.** Epuration par lagunage aéré d'un effluent de décharge. *Tech. Sci. Méthodes-L'eau* 4, (1984) 163-173.
- [17] **Ehrig H.** Treatment of sanitary landfill leachate Biological treatment. *Waste Manage. Res.* 2, (1984) 131-152.
- [18] **Millot N.** Les Lixiviats de d+charges contrôlées. Caractérisation analytique. Etude es filières de traitement. Thèse de doctorate: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. (1986).
- [19] **Hebrard, G..** Patent submitted 25 April 2008, Procédé de traitement de fluide par hydrocyclone, French patent ref. 2008.
- [20] **Bamrungsri, P.** Development of a simple experimental method for the determination of the liquid field velocity in conical and cylindrical hydrocyclones. *Chemical Engineering Research and Design* 86; 2008 1263-1270.
- [21] **Lartiges, B. S., Bottero, J. Y., Derrendinger, L. S., Humbert, B., Tekely, P., and Suty H.** Flocculation of colloidal silica with hydrolyzed aluminium: An Al-27 solid state NMR investigation. *Langmuir*, 13, (1997) 147-152.
- [22] **Adamczyk Z.** Particle adsorption and deposition: role of electrostatic interactions. *Advances in Colloid and Interface Science*, (2003) 100-102, 267-347.
- [23] **Degrémont SUEZ**, mémento technique de l'eau, dixième édition, tomp 1 et 2 (2005).
- [24] **Besra L., Sengupta K., Roy, S. K., and Ay, P.** Polymer adsorption: its correlation with flocculation and dewatering of kaolin suspension in the presence and absence of surfactants. *International Journal of Mineral Processing*, 66 (2002) 183-202.
- [25] **Buffle J.** Complexation reactions in aquatic systems : an analytical approach. - p.. Chichester, John and Wiley 1988 692.
- [26] **Buffle, J., Altmann, R. S., Filicella, M., and Tessier, A. .** Complexation by natural heterogeneous compounds: site occupation distribution functions, a normalized description of metal complexation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, (1990) 1535-1553.
- [27] **Buffle, J. and Newman, M.** The use of filtration and ultrafiltration for size fractionation of aquatic particles, colloids, and macromolecules. In *Buffle J. and van Leeuwen* , *Environmental particles* Lewis Publishers. (1992) 171-230.

Références bibliographiques

- [28] **Buffle, J., Wilkinson, K. J., Fillella, M., and Zang, J.** A generalized description of aquatic colloidal interactions: the three-colloidal component approach. *Environmental Science & Technology*, 32 (1998) , 2887-2899.
- [29] **Buleva, M. and Petkanchin, I.** Influence of Na-humate on electric surface properties and stability of $[\gamma]$ -Al₂O₃ dispersions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 209, (2002) 289-297.
- [30] **van de Ven, T. G. M.** Colloidal hydrodynamics. London: Academic Press (1989).
- [31] **Verwey, E. and Overbeek, J.** Theory of the stability of lyophobic colloids', Elsevier, Amsterdam, New York 1948 .
- [32] **Derjaguin, B. V. and Landau, D.** Acta. Physicochim. URSS 1941. 733.
- [33] **Dickinson, E. and Eriksson, L.** Particle flocculation by adsorbing polymers. *Advances in Colloid and Interface Science*, 34, (1991) 1-29.
- [34] **Everet, H.** Basic principles of colloid science. Piccadilly, London: The Royal Society of Chemistry, Burlington house (1988).
- [35] **Fiessinger, F.** coagulation and flocculation Part I: Coagulation. Congress of International Water Supply Association [Kyoto, Japan, Special subject N° 3] 1978.
- [36] **Ghidaglia, C.** 'Filtration en profondeur des particules', Physique des liquides, Université Paris VI, 1994 184.
- [37] **G. cathalifaud, J . Ayele et M. Mazet,** étude de la complexation des ions aluminium par des molécules organiques : constant et stœchiométrie des complexes- application en traitement de potabilisation des eaux, *water research* (1998) 2325-2334.
- [38] **J.I.Carrot, M.Bao,P.Castro and M.J.Bao,** traitement of tannery effluent by a two step coagulation/flocculation process, *water research* 29 (1995) 2605-2608.
- [39] **WAIS-MOSSA M.T., MAZET M.** Adsorption d'acides humiques sur floes d'hydroxydes d'aluminium : Influence de la taille des floes et du sel d'aluminium, *Environ. Technol.*, 12, (1991) 51-58.
- [40] **C.L.Yang,** process for the traitement of alcohol distillery wastewater, separation and purification technology 53 (2007) 135-140.
- [41] **Gier, S. and Johns, D.** Heavy metal-adsorption on micas and clays minerals studied by X-ray photoelectron spectroscopy. *Applied Clay Science*, 16, (2000) 252-255.
- [42] **Godart, H.** Eaux de distribution - Objets des traitements. Technologies de l'eau. Les Techniques de l'Ingénieur - Sciences et Techniques [Editions techniques de l'ingénieur].2006.

Références bibliographiques

- [43] **Gounaris, V., Anderson, P. R., and Holsen, T.** Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate. *Environmental Science & Technology*, 27, (1993) 1381-1387.
- [44] **Gregory, J.** Coagulation and flocculation with an emphasis on water and wastewater treatment. In J. Bratby (Ed.), Uplands Press.(pp. 80). London (1981).
- [45] **Gregory, J.** Particles in water. Properties and processes. London: IWA publishing (2005).
- [46] **LENGO, K.M.** Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser - influence de la préhydrolyse. Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil. École Polytechnique de Montréal. (1994) 120 .
- [47] **DESJARDINS, R.** Le traitement des eaux. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 2^e édition revue et améliorée. (1997) 304 .
- [48] **TARDAT-HENRY, M.** Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents de coagulants. *Sciences et Techniques de l'Eau*. (1989) 297-304.
- [49] **JULIEN, R.** Étude de la coagulation-floculation-décantation d'une eau colorée faiblement alcaline. Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal, (1983) 157.
- [50] **TAMBO, N.** Basic concepts and innovative use of coagulation/flocculation. *Water Supply*, (1991) 1-10.
- [51] **ADACHI, Y, COHEN STUART, M.A., FOKKINK, R.** Dynamic aspects of bridging flocculation studied using standardized mixing. *Journal of Colloid and Interface Science*, (1994) 346-351.
- [52] **NARKIS, N., GHATTAS, B., REBHÜN, M., and RUBIN, A.J.** The mechanism of flocculation with aluminum salts in combination with polymeric flocculants as flocculant aids. *Water Supply*, (1991) 37-44.
- [53] **BREJCHOVA, D., and WIESNER, M.R.** Effect of delaying the addition of polymeric coagulant-aid on settled water turbidity. *Water Science & Technology*, (1982) 2281-2284.
- [54] **Hogg, R.** Flocculation and dewatering. *International Journal of Mineral Processing*, 58, (2000) 223-236.
- [55] **CAMP, T.R., ROST, D.K., and BHOSTA, B.V.** Effects of temperature on the rate of floc formation, *Journal of Water Pollution Control Federation*. (1940) 893- 901.
- [56] **MAULDING, J.S., HARRIS, R.H.** Effect of ionic environment and temperature on the coagulation of color-causing organic compounds with ferric sulfate. *Journal of Water Pollution Control Federation*. avril (1968) 460-476.

Références bibliographiques

- [57] **VAN BENSCHOTEN, S.E., EDZWALD, S.K.** Chemical aspects of coagulation using aluminurn salts-1. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. Euter Research, (1990) 1519-1526.
- [58] **HANSON. A.T., CLEASBY, I.L.** The effects of temperature on turbulent flocculation : fluid dynarnics and chemistry. Journal A WA, (1990) 56-73.
- [59] **VAN BENSCHOETEN, J.E., EDZWALD, J.K., RAHMAN, M.A.** Effects of temperature and pH on residuai aluminium for alum and polyaluminium coagulants. Waters Suppiy, (1992) 49-54.
- [60] **KANG, L.S., CLEASBY, J.L.** Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant. Journal of Environmental Engineering, décembre (1995) 893- 901.
- [61] **Hunter, Robert J.** Zeta potential in colloid science, Principles and applications. Ottewill R.H. and Rowell R.L. Academic Press. 2002.
- [62] **M.I. Aguilar ,J.Saez, M. Llorens, A. Soler, J.F. Ortuno,V. Meseguer, A. Fuentes** Improvement of coagulation–flocculation process using anionic polyacrylamide as coagulant aid. September 2004 47-56.
- [63] **Mejia, A., Cisneros, B.,** Particle size distribution (PSD) obtained in from an advanced primary treatment process using diterent coagulants. Chem. Water Waste-water Treat. VI, Proc. Gothenburg Symp., 9th, 2000 257–268.
- [64] **Pattabi, S., Ramasami, K., Selvam, K., Swaminathan,.** Influence of polyelectrolytes on sewage water treatmentusing inorganic coagulants. Indian J. Environ. Prot. 20 (2000),499–507.
- [65] **Jian-Jun Qin , Maung Htun . Kiran A. Kekre , Frans Knops , Peter Miller .** Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water. September . (2006) 295–298.
- [66] **H. Gallard, U.V.** Gunten, Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation, Water Res. 36 (2002) 65–74.
- [67] **La Mer, V. K.** Coagulation symposium - Introduction. Journal of ColloidScience, 19, (1964) 291.
- [68] **La Mer, V. K. and Healy, T. W.** The role of filtration in investigating flocculation and redispersion of colloidal dispersions. Journal of Physical Chemistry, 67, (1963) 2417-2420.
- [69] **Lartiges, B.** Déstabilisation d'une suspension de silice colloïdale par un sel d'aluminium. Relation entre les phénomènes de surface, la structure et la granulométrie des floccs., Docteur Docteur de l'INPL, Institut National Polytechnique de Lorraine 1994 1-131.

Références bibliographiques

- [70] **Prausnitz, J. M. Lichtenthaler, R. N. and Azevedo, E G.** Molecular Thermodynamics of Fluid-Phase Equilibria 3rd Edition. (Prentice-Hall inc. Edition). New Jersey (1999).
- [71] **Singh, R. P., Tripathy, T., Karmakar, G. P., Rath, S. K., Karmakar, N. C., Pandey, S. R., Kannan, K., Jain, S. K., and Lan, N. T.** Novel biodegradable flocculants based on polysaccharides. *Current Science*, 78, (2000) 798-803.
- [72] **Sposito, G.** The chemistry of soils. (Oxford university press Edition). New-York (1989).
- [73] **Hens, M. and Merckx, R.** Functional characterization of colloidal phosphorus species in the soil solution of sandy soils. *Environmental Science & Technology*, 35, (2001) 493-500.
- [74] **Mattson, S.** Cataphoresis and the electrical neutralization of colloidal material. *Journal of Physical Chemistry B*, 32, (2008) 1532-1552.
- [75] **S. ACHOUR, N. GUESBAYA.** coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phenoliques et de substances humiques .larhyss journal, issn juin (2005) 153-168.
- [76] **GAGNON C.,GRANJEAN B., THIBAUT J.,** Modelling of coagulant dosage in a water treatment plant. *Artificial Intelligence in Engineering*. (1997), 401-404.
- [77] **LAMRINI B., BENHAMMOU A., LE LANN M-V., KARAMA A.,** A neural software sensor for on-line prediction of coagulant dosage in a drinking water treatment plant. *Transactions of the Institute of Measurement and Control*, 2005.
- [78] **Waissman-Vilanova J.,** Construction d'un modèle comportemental pour la supervision de procédés : application à une station de traitement des eaux. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 2000.
- [79] **BAXTER C.W., STANLEY S.J., ZHANG Q., SMITH D.W.** Developing artificial neural network process models of water treatment process: a guide for utilities.(2002) 201-211.
- [80] **CARDOT C.** Les traitements de l'eau. Procédés physico-chimiques et biologiques. Ellipses Edition Marketing S.A., 1999.
- [81] **FLETCHER I., ADGAR A., COX C.S., BOEHME T.J.** Neural Network applications in the water industry. London, UK, 2001.
- [82] **LAMRINI B., LE LANN M-V., BENHAMMOU A., , LAKHAL K.,** Detection of functional states by the "LAMDA" classification technique: application to a coagulation process in drinking water treatment. Elsevier, C.R. Physique (2005)1161-1168.
- [83] **LIND C.,** Coagulation Control and Optimization: Part 1, Public Works, Oct. 1994.
- [84] **LIND C.,** Coagulation Control and Optimization: Part 2, Public Works, Nov. 1994.
-

Références bibliographiques

- [85] **CHOW W.M.** Behaviour of aluminium and its ecological significance in natural waters, *Water Supply*, (1992) 1-10.
- [86] **THOMAS F., MASION A., BOTTERO J.Y., ROUILLER J.** Aluminium (III) speciation with acetate and oxalate. A potentiometric and ^{27}Al RMN Study, *Environ. Sci. Technol* (1991) 1553-1559.
- [87] **THOMAS F., MASION A., BOTTERO J.Y., ROUILLER J.** Aluminium (III) speciation with hydroxy carboxylic acids, ^{27}Al NMR study, *Environ. Sci. Technol.*, (1993) 2511-2516.
- [88] **YU R., KANG S., LIAW S., CHEN M.**, Application of artificial neural network to control the coagulant dosing in water treatment plant. *Water Science & Tech* (2000) 403-408.
- [89] **P.Canizares, C.Jimenez, F.Martinez,M.A.Rodrigo,C.Saez**, the pH a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewater, *journal of hazardous materials* 163(2009) 158-164.
- [90] **Beckett, R. and LeN. P.** The role of organic matter and ionic composition in determining the surface charge of suspended particles in natural waters. *Colloids and Surfaces*, 44, (1990) 35-49.
- [91] **JEKEL M.R.** Interactions of humic acids and aluminium salts in the flocculation process, *Wat. Res.*, (1986a) 1535-1542.
- [92] **X. Carrier, E. Marceau. J. F. Lambert, M. Chie**, transformation of δ -alumina in aqueous suspension : alumina chemical weathering studied as a fonction of pH, *journal of colloid and interface science* 308 (2007) 689-698.
- [93] **ACHOUR S.** Optimisation des étapes de clarification au cours du traitement des eaux de surface algériennes, *Trib. de l'Eau (Cebedeau)*,587 (1997) 35-39.
- [94] **VAN BENSCHOTEN, J. E., EDZWALD, J.K.** Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-1. Hydrolytic reactions of alun and polyaluminum chloride. *Water Research*. (1990) 526.
- [95] **J.E.Gregor, C.J.Nokes and E. Fenton**, optimizing natural organic matter removal for low turbidity water by controlled pH adjustment of aluminium coagulation, *water research* 31(1997) 2949-2958.
- [96] **B. Cheknane, N. Aït Messaoudene, M.W. Naceur and F. Zermane**, 'Fluidized Bed Flocculation - Coagulation of Seawater from the Algiers Area', *Desalination*, (2005) 273 - 280.
- [97] **D. Abdessemed and G. Nezzal**, 'Treatment of Primary Effluent by Coagulation – Adsorption - Ultrafiltration for Reuse', *Desalination*, (2003) 367 - 373.
-

Références bibliographiques

- [98] **I.Arclen-alaton, I. Kabdasli, D. Hanbaba, E. Kuybu**, electrocoagulation of a real reactive dye bath effluent using aluminium and stainless steel electrodes, *Journal of hazardous materials* 164 (2009) 1586-1594.
- [99] **A. REZEG, S. achour** elimination d'acides organiques aromatiques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. (2005) 141-152.
- [100] **HANSON. A.T., CLEASBY, I.L. (1990)**. The effects of temperature on turbulent flocculation : fluid dynamics and chemistry. *Journal A WA*, Vol. 80 no. il. p.56-73.
- [101] **KANG, L.S., CLEASBY, J.L.** Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant. *Journal of Environmental Engineering*, décembre 1995.
- [102] **CAMP, T.R., ROST, D.K., BHOSTA, B.V.** Effects of temperature on the rate of floc formation. *Journal A WA*. (1940) 913-927.
- [103] **MAULDING, J.S., HARRIS, R.H.** Effect of ionic environment and temperature on the coagulation of color-causing organic compounds with ferric sulfate. *Journal A WA*. avril (1998) p. 460-476.
- [104] **M. Bayramoglu, M. Kobya**, traitement of wastewater by electrocoagulation-economical evaluation, *chemical engineering journal* 198 (2007) 155-161.
- [105] **CHRISTIAN, V., KIMBERLY, B., EVA, I., DEBBIS, V.** Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and biodegradable fraction in drinking water, *Wat.* (2000) 3247-3257.
- [106] **I.Heidmanu,W.Calmano**, removal of Zn,Cu,Ni,Ag,Cr,present in aqueous solution by aluminium electrocoagulation, *Journal of hazardous materials* 152 (2008) 934-941.
- [107] **I. Zongo, I.P lecherc ,H.A. maiga, J. wéthé, F. lopicque**, removal of hexavalent chromium from industrial wastewater by electrocoagulation : comparison of aluminium and iron electrodes,separation and purification technology 66 (2009a) 159-166.
- [108] **Nadji.D**, Colmatage d'un milieu modèle par une suspension d'argile: application au colmatage des chaussées poreuses', *Matériaux et structures* Ecole nationale des Ponts et Chaussées, France (1998).