

N° d'ordre :

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

UNIVERSITE MOULOUD MAMMARI DE TIZI-OUZOU
FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE CHIMIE



MEMOIRE

Présentée pour obtenir le Grade de

MASTER

Filière : Chimie

Spécialité : Chimie de l'Environnement

Par

Mlle MOHRI Sabiha

&

Mlle OUBACHIR Kahina

Thème

TRAITEMENT D'UN EFFLUENT DE L'ENIEM PAR COAGULATION-FLOCCULATION

Soutenu le 03/07/2013 devant le jury composé de :

Mr **KADOUCHE Slimane**

Mlle **ALI Oumessaad**

Mlle **BAAZIZ Bahia**

Mlle **CHEIKH Assira**

MCA - UMMTO

MAA - UMMTO

MAA - UMMTO

MAA - UMMTO

Président

Rapporteur

Examinatrice

Examinatrice

2012 - 2013

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé au laboratoire master de chimie de l'environnement de la faculté des sciences de l'université de Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou.

*Nous tenons à adresser nos vifs remerciements à notre promotrice **M^{elle} ALI OUMESSAAD** pour son entière disponibilité, son aide, les conseils et les connaissances qu'elle n'a cessé de nous prodiguer le long de notre travail.*

*Il nous est particulièrement agréable d'adresser nos sincères remerciements **M^{elle} N.BELHOCINE** pour sa disponibilité, ses conseils ainsi que ses explications et encouragements le long de ce travail.*

*Notre gratitude s'adresse à monsieur **S. KADOUCHE** pour son aide précieuse et encouragements durant notre étude. Ainsi que pour l'honneur qu'il nous a fait en présidant le jury de notre soutenance.*

*Nous exprimons toute notre gratitude à l'ensemble du jury, **M^{elle} A.CHEIKH** et **Mlle B. BAAZIZ**, qui malgré leurs nombreuses occupations nous ont fait l'honneur de participer au jury en acceptant d'examiner ce travail.*

*Nous tenons à remercier également tous les membres du laboratoire master, notamment **Melle RABIAA**, l'Ingénieur du laboratoire qui nous a soutenues depuis le début de notre travail.*

*Je remercie les responsables de l'entreprise ENIEM, en particulier **Mr Z. HADADJ** pour leur aide concernant les informations et les conseils.*

Sans oublier les enseignants qui ont contribué à notre formation, du primaire à l'université. En particulier les enseignants du département de Chimie de l'Environnement.

Nous remercions vivement toutes les personnes ayant porté aide de près ou de loin ainsi que tous les amis et collègues pour leurs encouragements.

Grand merci enfin à toutes nos familles, particulièrement nos parents pour tout ce qu'ils ont fait pour nous, nous avons le plaisir de leurs dédier ce mémoire.

DÉDICACE

JE DÉDIE CE MODESTE TRAVAIL :

À MES PARENTS,

AVEC L'EXPRESSION DE MA HAUTE GRATITUDE ET DE MON PROFOND RESPECT EN TÉMOIGNAGE DE LEURS SOUTIENS CONSTANT ET À TOUTS LES PRINCIPES QU'ILS M'ONT INCULQUÉS ET QUE JE N'OUBLIERAI JAMAIS.

À MES DEUX FRÈRES ; BILAL ET MOULOUDE.

À MES DEUX SŒURS ; MOUMA, FARIDA ET SON MARI AHMED ET LEUR FILLE ILLY.

À MA GRANDE MÈRE : MAMA DAADOU.

À TOUTES MES TANTES, ONCLES, COUSINES ET COUSINS AINSI QUE TOUTE MA GRANDE FAMILLE.

À MON TRÈS CHÈRE BINÔME KAHINA QUI M'A BEAUCOUP AIDÉ DANS CE TRAVAIL.

À TOUS MES AMIS(ES) : MOURAD, SALOUA, DIHIA, SAMIA, OUIZA, FARID, KAHINA, LYNDIA ET ÇA FILLE ZOE.

SABIHA.

DÉDICACE

JE DÉDIE CE MODESTE TRAVAIL :

À MES PARENTS,

AVEC L'EXPRESSION DE MA HAUTE GRATITUDE ET DE MON PROFOND RESPECT EN TÉMOIGNAGE DE LEURS SOUTIENS CONSTANT ET À TOUTS LES PRINCIPES QU'ILS M'ONT INCULQUÉS ET QUE JE N'OUBLIERAI JAMAIS.

À MES FRÈRES ; MADJID, HACEN, TAHAR, HADI.

À MES DEUX SŒURS ; SOUAD ET HASSIBA ET SON MARI AHSEN.

À MES GRANDS PARENTS : ELHADI ET SA FEMME ALDJOUHAR. ET NOUARA

À TOUTES MES TANTES, ONCLES, COUSINES ET COUSINS.

À MON TRÈS CHER BINÔME SABIHA QUI M'A BEAUCOUP AIDÉ DANS CE TRAVAIL.

À TOUS MES AMIS(ES) : HAMID, MONIA, TIZIRI, OUAFI, FARIDA, HADJIRA, ZAINA, ANIA, DJAOUIDA, SAÏDA, SABIHA.

KAHINA

Résumé

La présente étude a pour objectif le traitement d'un effluent par une technique physico-chimique nommée « coagulation-floculation ». Une caractérisation physico-chimique des effluents récupérés a la solution d'épuration de l'ENIEM.

L'optimisation de procédé de coagulation-floculation a été réalisée à l'aide des paramètres expérimentaux suivants : le pH, la demande chimique en oxygène (DCO), le rendement.

Des résultats très intéressants ont été obtenus avec des rendements d'abattement de DCO de l'ordre de 88.6% et de 62.02% en utilisant respectivement des coagulants chlorure ferrique et le sulfata d'aluminium. De plus, les rendements de la DCO obtenus pour les flocculant sont de l'ordre de 77.21% pour l'alginate segma et de 83.34% pour le flocculant AF400 anionique. Comme on a obtenu un rendement de 78.48% pour NF102 non-ionique et 67.08% pour le flocculant utilise a la station baraki. Comme on a un rendement de 82.27% pour le flocculant utilisée à l'ENIEM.

La combinaison des coagulant avec les différent flocculant donne des résultats meilleur que celle obtenu leur utilisation chacun seule. La combinaison de FeCl_3 avec l'alginate segma, sedipur AF400 a donné un rendement de 97.47% pour chacun et sa combinaison avec le flocculant utilise à la station baraki et celui utilisé à l'ENIEM donne un rendement de 94.93%.

La combinaison de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ avec le flocculant d'alginate segma et le sedipur NF102 a donne un rendement de 89.87% et 94.93% avec le sedipur AF400. Et les résultats de sa combinaison avec les flocculant utilisée a la station baraki et celui utilisée a la station d'épuration de l'ENIEM sont respectivement 96.2% et 91.14%.

L'optimisation des doses des coagulants a montré que l'utilisation de FeCl_3 est plus efficace que $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et le flocculant AF400 donne un meilleure rendement de l'élimination de la DCO, mais la combinaison de FeCl_3 avec sedipurAF400 est plus efficace que l'utilisation du coagulant seul et flocculant seul.

Mots clés : coagulation-floculation, chlorure ferrique, sulfata d'aluminium, pH, la demande chimique en oxygène, rendement.

Abstract

The present survey has for objective the treatment of sewage by a technical physico-chemical named "coagulation-floculation". A physico-chemical characterization of the sewages recovered has the solution of purification of the ENIEM.

The optimization of process of coagulation-floculation was achieved with the help of the experimental parameters follows: the pH, the chemical demand in oxygen (DCO), the output.

Some very interesting results have been gotten with outputs of exhaustion of DCO of the order of 88.6% and 62.02% while using some coagulants ferric chloride and the sulfata of aluminum respectively. Besides, the outputs of the DCO gotten for the flocculant are the order of 77.21% for the alginate segma and 83.34% for the flocculant AF400 anionique. As one got an output of 78.48% for non ionic NF102 and 67.08% for the flocculant uses has the station baraki. As one has an output of 82.27% for the flocculant used to the ENIEM.

The combination of them coagulating with the different flocculant gives best results that the one gotten their use each only. The combination of FeCl_3 with the alginate segma, AF400 sedipur gave an output of 97.47% for each and his/her/its combination with the flocculant uses to the station baraki and the one used to the ENIEM gives an output of 94.93%.

The combination of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ with the flocculant of alginate segma and the NF102 sedipur has given an output of 89.87% and 94.93% with the AF400 sedipur. And the results of his/her/its combination with the used flocculant have the station baraki and the one used has the station of purification of the ENIEM are respectively 96.2% and 91.14%.

The optimization of the doses of the coagulants showed that the use of FeCl_3 is more efficient than $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ and the AF400 flocculant gives a better output of the elimination of the DCO, but the combination of FeCl_3 with sedipurAF400 is more efficient than the use of the only coagulant and only flocculant.

Key words: coagulation-flocculation, ferric chloride, sulfata of aluminum, pH, the chemical demand in oxygen, output

Introduction générale

Les rejets industriels et domestiques constituent des sources de pollution portant gravement atteinte à la qualité de l'environnement, lui causant souvent des préjudices irréparables.

La protection de l'environnement exige une attention particulière à l'égard des activités industrielles qui, en raison des procédés de fabrication et de transformation de la matière première en produit fini, utilisent de grandes quantités d'eau et génèrent par la suite des rejets polluants d'une extrême diversité. On a affaire à des eaux résiduaires de compositions hétérogènes dont certaines peuvent avoir éventuellement un caractère toxique plus ou moins marqué, provoquant ainsi la dégradation des écosystèmes par l'introduction des substances polluantes. Si l'industrialisation a pour finalité de satisfaire les besoins croissants des populations, elle ne doit pas, en retour, être la source de leur maux tant il est vrai que l'expansion de l'industrie va de pair avec celle de la pollution.

La pollution métallique (cas de notre étude) pose un problème particulier, car les métaux ne sont pas biodégradables. En outre, tout au long de la chaîne alimentaire, certains se concentrent dans les organismes vivants. Ils peuvent ainsi atteindre des taux très élevés dans certaines espèces consommées par l'homme, comme les poissons.

Cette " bio-accumulation " explique leur très forte toxicité. Alors il est devenu impératif de lutter contre cette pollution, de prendre des mesures très sévères, et pour cela des organisations mondiales ont été créées pour instaurer des lois répressives contre les rejets non traités, afin de protéger notre environnement (la santé de l'homme, la faune et la flore...etc.).

Les organisations mondiales imposent à tous les pays industriels des protocoles à suivre et cela afin de diminuer de leur pollution, et comme l'Algérie a certains complexes industriels, elle a intérêt de suivre le protocole mondial de la protection de l'environnement.

Dans le cadre de la protection de l'environnement on s'est fixé comme objectif d'étudier le cas d'une société nommée ENIEM qui est dotée d'une station d'épuration en aval des réseaux de ces rejets industriels; Et afin d'apporter une contribution à cette problématique, nous proposons de traiter l'un de ces rejets par un traitement physico-chimique qui est la Coagulation - Flocculation et ce en utilisant différents coagulants et plusieurs flocculants afin de trouver la meilleure combinaison qui aboutira à un taux d'abattement maximal de la DCO.

Dans cette optique, nous allons répartir notre travail en trois chapitres :

- Le premier chapitre sera consacré à une revue bibliographique regroupant la présentation de l'ENIEM ainsi que des généralités sur le traitement proposé (coagulation-floculation).
- Le second chapitre présentera la description de la méthodologie expérimentale suivie, le matériel et produit utilisés.
- Les résultats expérimentaux et discussions feront l'objet du troisième chapitre où nous présenterons les essais réalisés, commençant par une caractérisation globale du rejet de l'ENIEM jusqu'à l'optimisation des conditions de traitement par coagulation-floculation.
- Enfin, une conclusion générale synthétisant le présent travail et les perspectives envisagées sera présentée.

I. Présentation général de l'ENIEM

L'Entreprise Nationale des Industrie de l'Electroménager (ENIEM) a été créée en 1974 sous tutelle de l'entreprise SONELEC (société nationale électronique). L'entité ENIEM a été créée le 02 janvier 1983(décret N° 83-19) en lieu et place de la précédente. L'ENIEM dont le capital social est de 2 957 500 000 possède de grandes capacités de production.

Le siège social de l'entreprise ENIEM se trouve au boulevard Stiti-Ali de Tizi-Ouzou et ses unités de fabrication se trouvent dans la zone industrielle AISSAT-IDIR de Oued- Aissi, distante de 07km du chef lieux de la wilaya de Tizi-Ouzou et de 107km de l'ouest de la capitale (document interne de l'ENIEM).

- L'unité sanitaire est installée à MILLIANA wilaya de Chlef.
- L'unité lampe se trouve à MOHAMADIA.

Il ya lieu de noter que la zone industrielle d'Oued Aissi est située dans la plaine alluviale entre la ravière Oueds Sébaou au Nord et oued- Aissi à l'Ouest. Ceci montre le grand risque de pollution de l'oued Sebaou par les rejets de l'usine de l'ENIEM. L'entreprise est organisée par centres d'activités stratégiques qui se compose de :

- L'unité de production (unité Froid et unité cuisson), unité climatisation, l'unité de prestations techniques et l' unité commerciale.
- L'ENIEM fabrique et assemble des appareils électroménagers : réfrigérateurs, cuisinières à gaz, radiateurs, chauffe-bains, chauffe-eaux, congélateurs, climatiseurs fenêtre et machine à laver.

I.1. Politique environnementale

Pour avoir une place parmi les géants de l'électroménager à travers le monde, l'ENIEM a engagé des actions à même de lui permettre d'atteindre la perfection. C'est ainsi qu'après la suppression des CFC (chlorofluorocarbone) en Avril 1997 et la certification de l'entreprise à l'ISO (internationale standard organisation) 9002 en 1998 et à l'ISO 9001 version 2000 en 2003, l'ENIEM a décidé de s'engager dans une démarche volontaire d'amélioration continue en mettant en place un système de management environnementale selon le référentielle ISO14001/2004 (document interne de l'ENIEM).

Pour la réussite de ce projet, la direction a mis à disposition les moyens nécessaires pour :

- Respecter les exigences légales et réglementaires en vigueur ;
- Prévenir et maîtriser les risques de pollution générés par les activités de l'entreprise ;
- Améliorer la gestion des déchets ;
- Rationaliser la consommation d'énergie de l'entreprise ;
- Améliorer la compétence du personnel ;
- Améliorer l'efficacité du système de management environnemental.

I.2. Les types de rejets produits par les unités de traitement

L'ENIEM est une ancienne installation qui est d'une superficie importante et des capacités de production élevées induisant des quantités importantes de déchets de différentes nature on la rendant susceptible d'engendrer une pollution plus au moins graves.

Cette entreprise produit des équipements électroménagers à partir des pièces métalliques qui nécessitent un traitement de surface qui s'effectue au niveau des ateliers dits ateliers froid (production de réfrigérateurs et des congélateurs) et ateliers cuisson (production des cuisinières) (document interne de l'ENIEM).

Dans cette partie on donnera un aperçu sur la nature des rejets issus des ateliers froid et cuisson et qui feront l'objet de notre étude expérimentale.

a. Unité froid

Au niveau de cette unité les composants des réfrigérateurs et des congélateurs subissent un traitement de surface qui s'effectue par le mode aspersion qui permet de dégraisser, phosphater et passiver des pièces métalliques, selon le schéma suivant :

Prédegraissage → dégraissage → rinçage → passivation → Séchage → mise en peinture → Séchage.

Ces différentes opérations génèrent des rejets liquides qui sont de nature différentes : acide concentré, acide dilué, alcalins dilué, alcalin concentré, chrome concentré et chrome dilué (voir annexe).

b. Unité cuisson

Les composés utilisés dans la fabrication des cuisinières subissent aussi un traitement de surface comparable à celui employé dans l'unité froid cependant ils se différencient par l'émaillage. Pour cela quatre chaînes sont installées (décapage par aspersion et par immersion et chaîne de métallisation nickelage- chromage et de zingage, dont les étapes réalisées nécessitent l'usage de différents produits chimiques engendrant des rejets de différents nature : graisses, alcalins concentrés et dilués, acides concentrés et dilués (voir annexe).

Les effluents liquides issus des traitements de surface des deux unités cuisson et froid sont envoyés vers la station d'épuration pour subir des traitements avant d'être rejetés dans la nature. Ceci selon la politique environnementale engagée par l'ENIEM.

I.4. La station d'épuration (station de neutralisation)

Afin de minimiser les problèmes de pollution causés par les rejets sur l'environnement (Oued Sebaou), l'ENIEM a installé une station d'épuration destinée à traiter les effluents provenant des unités de traitement de surface. Le traitement se fait selon des processus physicochimiques spécifiques pour chaque effluent selon des normes fixées par la réglementation environnementale ISO 9001 version 2000 (document interne de l'ENIEM).

Le but de ce traitement est l'ajustement du pH, réduction de chrome et l'élimination des métaux lourds. Les valeurs limites fixées pour les rejets de l'ENIEM sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 1 : les normes des eaux de rejets de l'ENIEM

paramètres	Valeurs*
PH	6.5-8.5
Température (°C)	30
MES (mg/l)	35
DCO (mg/l)	120
DBO5 (mg/l)	40
Azote total (mg/l)	30
Phosphore total (mg/l)	10
Huile et graisse (mg/l)	30
Chrome total (mg/l)	0,5
Nickel total (mg/l)	0,5
Zinc total (mg/l)	3
Fer (mg/l)	5

*(Normes des eaux de rejets industrielles (journal officiel de R A D P N° 26 du 23/04/2006).

I.4.1. Présentation de la station de neutralisation

La station d'épuration actuelle de l'ENIEM a été mise en service depuis 1988 remplaçant l'ancienne station (1976-1988). Elle est située au sud-est du site de l'ENIEM, occupant une superficie d'environ 3 500 m², conçue pour traiter un débit moyen de 80m³/h des effluents résultants de traitement de surface. Ces derniers sont acheminés par des conduites séparatives en PVC (polyvinylchloride) de diamètres spécifiques pour chaque rejet. Ils se rejoignent dans cinq regards assurant la collecte et qui sont situés devant l'entrée de la station (document interne de l'ENIEM).

Le temps de fonctionnement de la station correspond au temps d'émission des effluents (de 16 à 18 h/j). Le personnel affecté à cette station est composé d'un responsable chimiste pour le contrôle du fonctionnement de l'installation, d'un responsable électromécanicien pour le contrôle et l'entretien des appareils, de deux agents pour la préparation des réactifs et l'entretien de l'installation.

La station d'épuration de l'ENIEM comporte différentes structures comme schématisé sur la figure I.1 :

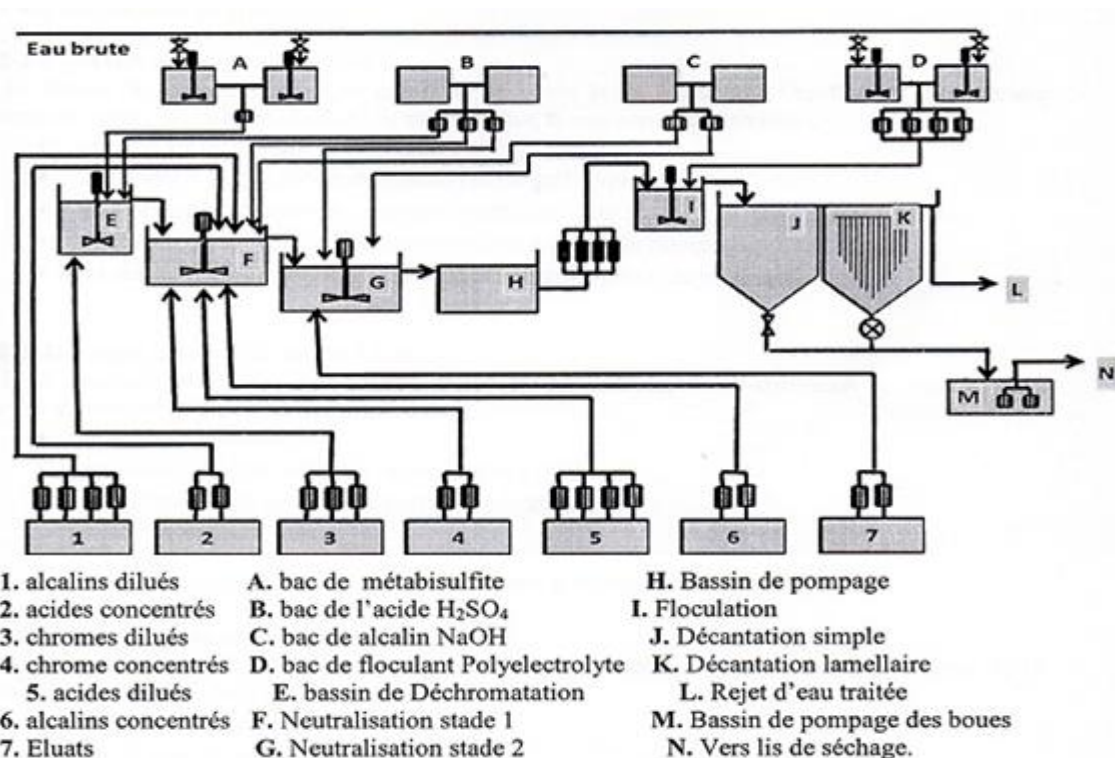


Figure I.1: Schéma de la station de l'ENIEM

I.4.2. Le fonctionnement de l'installation

A partir des bacs de réception, les effluents sont refoulés par des pompes spécifiques vers les bacs on les subissant des traitements que l'on citera ci-dessous :

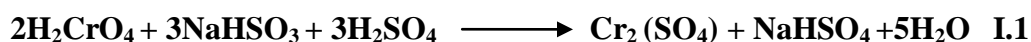
I.4.2.1. La Détoxification

Elle se fait en plusieurs étapes: déchromatation, neutralisation.

I.4.2.1.1 La déchromatation

Le chrome hexavalent (Cr^{6+}) est un élément très toxique dont sa teneur ne doit pas dépasser 0.01 mg/l dans les rejets, ce qui nécessite son traitement avant de le rejeter dans la nature.

Le principe de déchromatation est la réduction du chrome hexavalent en chrome trivalent en présence du bisulfite de sodium (NaHSO_3) à $\text{pH} < 2.5$, La réaction correspondante est la suivante :



A partir des deux bacs de stockage respectifs du chrome concentré et dilué, les eaux chargées de cet élément toxique sont refoulées vers le bac de déchromatation à l'aide des pompes et d'autre accessoire tels que robinetteries, tuyauteries et clapets anti-retour.

Les eaux qui arrivent avec une teneur en chrome hexavalent (forme dissoute), ayant un pH inférieure ou égale à 6, nécessite en premier lieu une correction de ce dernier jusqu'à un pH inférieur à 2.5 (pour avoir une forme précipitable lors de la neutralisation), par l'addition automatique d'acide sulfurique(H_2SO_4).

La déchromatation s'effectue par un dosage automatique jusqu'à l'indication de la réduction totale du chrome par l'armoire de commande a un $\text{EH}=280$ mV.

Les eaux déchromatées passent par gravité vers le bac de la neutralisation 1^{er} étage.

I.4.2.1.2 La neutralisation :

Le principe de la neutralisation consiste à ramener le pH de l'effluent (par acidification ou par alcalinisation) à une valeur comprise entre 6,5 et 8,5 admissible par le milieu récepteur, et à transformer les métaux lourds en composés insolubles par précipitation suivant la réaction



Avec:

M^{n+} : ion métallique,

$M(OH)_n$: la forme précipité du métal.

La neutralisation est opérée en deux étapes successives, en vue de minimiser la consommation d'agents neutralisants (donc un coût moindre) (document interne de l'ENIEM).

a. Première étape de neutralisation

Les eaux acides et alcalines, pompées à partir des bacs de stockage d'acide concentré et dilué, d'alcalin concentré et dilué, ainsi que les eaux déchromatées, sont acheminées dans le premier bassin de neutralisation. Ceci pour une précorrection ou correction grossière du pH assurée par une agitation des acide et des bases, ou par un système d'injection automatique d'acide sulfurique H_2SO_4 (90-92%) d'une concentration de 2,28g/L ou de la soude caustique NaOH (50%) à une concentration de 0,2g/L (selon le pH des eaux). Le but est de ramener le pH à une valeur comprise entre 6,5 et 8,5 qui permettent la précipitation d'hydroxydes métalliques principaux.

b. Deuxième étape de neutralisation

Selon le même principe de la première étape de neutralisation, les effluents sont ramenés à un pH optimum de 6,5 à 8,5 qui est une correction finale permettant la précipitation des hydroxydes métalliques.

I.4.2.2. La floculation

Le processus de floculation est employé pour séparer les solides de l'eau en suspension par l'agglomération des hydroxydes métalliques formés tel que $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Zn}(\text{OH})_2$, $\text{Ni}(\text{OH})_2$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$ en facilitant leurs décantations.

Au niveau de l'ENIEM elle est assurée par l'addition d'un agent de floculation " polyélectrolyte cationique" de synthèse à haut poids moléculaire.

Le polyélectrolyte ($\text{C}_3\text{H}_5\text{NO}$)_x Son nom chimique est le POLYACRYAMIDE, qui est préparée à une concentration de 2,5g/l. Ce polyélectrolyte est utilisée pour la floculation en moyen de 486 l/j.

Les eaux neutralisées et les eaux d'égoutture sont acheminées dans le bac de pompage neutralisées, ou elles seront refoulées à l'aide de quatre pompes vers la chambre de réaction. Cette chambre est équipée d'un système d'injection de réactif polyélectrolyte au moyen de quatre pompes doseuses (trois sont en service et une en cas de secours). Le fonctionnement de celles-ci se fait en parallèle avec les pompes qui refoulent les eaux neutralisées.

Au moment d'injection du réactif une agitation lente de l'ordre de 5 mn est réalisée.

I.4.2.3. La décantation

La décantation est une séparation liquide-solide entre les eaux clarifiées et les boues générées. Au niveau de la station de l'ENIEM se fait par deux moyens :

a. Le décanteur cylindro- conique (simple)

Les effluents transigent dans le décanteur cylindro-conique, qui assure en même temps la poursuite de la floculation et la sédimentation primaire des floes.

L'agitation de polyélectrolyte se continue par turbulence qui permet une bonne formation des floes d'où la coagulation de ces dernières pour former des boues qui sont extraites manuellement par une vanne.

b. Le décanteur lamellaire

Les eaux reçues de la chambre de réaction viennent par trop plein dans un grand bac « un décanteur lamellaire » qui assure la séparation des floes des eaux traitées grâce aux lamelles.

Afin d'assurer l'évacuation des boues, ces lamelles sont inclinées d'un angle " d " par rapport à l'horizontale comme indiquée dans la figure I.2.

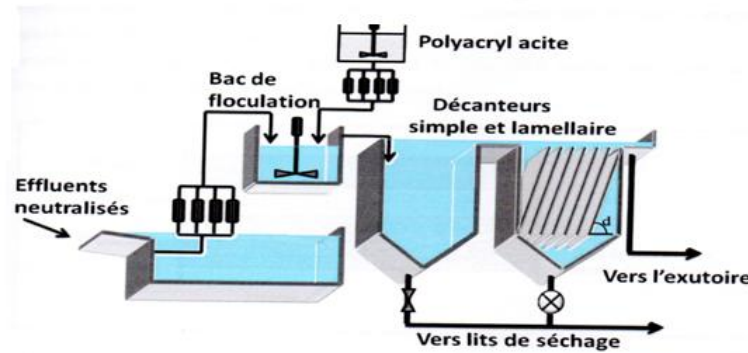


Figure I.2 : Schéma de principe de flocculation et décantation.

Les boues collées sur les lamelles ou accrochées aux parois du décanteur subissent une décantation rapide grâce au moteur vibreur installé à un niveau bas.

L'évacuation des boues dans le bac de pompage des boues se fait par une vanne automatique dont la cadence est assurée par une minuterie reliée aux quatre pompes de refoulement des eaux neutralisées (document interne de l'ENIEM).

I.5. Le devenir des rejets de la station d'épuration de l'ENIEM

Les effluents débarrassés presque de tous les métaux lourds ainsi que d'autres matières en suspension, sont évacués vers l'Oued Sebaou.

Les boues sont évacuées dans une fosse à l'aide de deux pompes d'un débit de $10 \text{ m}^3/\text{h}$, puis refoulées vers les lits de séchage situés à l'extérieur de la station. Après séchage elles sont extraites manuellement et stockées dans des cuves en PVC situées aux environs de l'usine.

Le débit des boues soutiré peut être évalué à 2,5% du débit initial des rejets entrant dans la station ($1230 \text{ m}^3/\text{j}$) donc estimé à $30 \text{ m}^3/\text{j}$ et $600 \text{ m}^3/\text{mois}$.

Déshydratation des boues s'effectue naturellement à l'air libre dans six grands lits de séchage avec trois unités de base selon l'état d'avancement de la déshydratation des boues :

- un lit de séchage en remplissage (environ une semaine) ;
- un lit de séchage en phase de déshydratation (environ deux à trois semaines) ;
- un lit de séchage en cours d'extraction des boues séchées ou en attente.

I.6. Coagulation- floculation

Les ions métalliques et les métalloïdes sont rencontrés dans les eaux à potabiliser, les eaux usées domestiques et industrielles ainsi que dans les eaux de ruissellement.

Un grand nombre d'éléments est relargué dans le milieu aquatique du fait de la lixiviation des sols qui contiennent naturellement des métaux et métalloïdes sous diverses espèces. Dans ce cas, il convient de noter que ces composés inorganiques sont nécessaires à la vie comme oligo-éléments et que leur impact vis-à-vis de l'environnement peut être faible. Néanmoins, le poison étant dans la dose, il n'en est pas de même des rejets massifs à fortes concentrations d'ions métalliques ou de métalloïdes dans les eaux de surface.

Leur élimination est nécessaire d'un point de vue de santé humaine ou de lutte contre leur impact direct sur le milieu récepteur. Les recommandations de l'organisation mondiale de la santé, la législation via les directives européennes sont particulièrement abondants pour réglementer les concentrations dans les rejets d'eaux usées.

Ces arguments de santé, d'environnement et de réglementations ont amené à mettre en œuvre des traitements pour un meilleur contrôle des teneurs en métaux et métalloïdes dans les eaux. En s'appuyant sur les propriétés physico-chimiques du rejet, les procédés de traitement sont multiples et allient à la fois l'utilisation d'adjuvants (coagulation, floculation), d'adsorbants ou d'échange d'ions, d'oxydants ou de réducteurs mais aussi de barrière membranaire, d'électrolyse et même l'utilisation de plantes en phytoremédiation.

Cette partie, sera consacré à des notions théoriques sur le procédé physico-chimique, coagulation –floculation.

En tant que processus unitaire du traitement de l'eau, la coagulation résulte de l'addition de réactifs chimiques dans des dispersions aqueuses, afin d'assembler en agrégats plus gros, les fines particules dispersées. Ces nouveaux agrégats peuvent être éliminés, après floculation, par des procédés tels la décantation ou la filtration.

La floculation est considérée ici comme processus distinct qui a lieu en fin de coagulation. Elle consiste à favoriser la croissance de floes macroscopiques, avec ou sans utilisation d'additifs tels les adjuvants de floculation. Bien que la floculation soit la conséquence naturelle de la coagulation, les deux procédés correspondent à des technologies

spécifiques qui doivent être mises en œuvre selon des règles spécifiques de conception ; ceci signifie que la floculation doit être envisagée comme un processus à part entière.

I.6.1. Définition de la Coagulation- floculation

La couleur et la turbidité d'une eau de surface sont dues à la présence de particules de très faible diamètre : les colloïdes. Leur élimination ne peut se baser sur la simple décantation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible.

La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes.

La coagulation a pour but la déstabilisation des colloïdes et leur agglomération ainsi que celle des particules fines en suspension. Il s'agit de neutraliser leurs charges électrostatiques de répulsion pour permettre leur rencontre par addition d'un réactif chimique, dit « le coagulant ». Elle agit également par adsorption sur les substances dissoutes et les grosses molécules organiques hydrophiles en suspension stable (Godart. H, 2000).

La floculation est l'agglomération de ces particules déchargées en micro- flocc, puis en flocons volumineux et décantables. Cette floculation peut être améliorée par l'ajout d'un autre réactif dit le floculant ou adjuvant de floculation.

I.6.2. Solution colloïdale

Les systèmes colloïdaux sont définis comme étant des dispersions dont les particules possèdent des dimensions moyennes comprises entre 0.001 et 1µm et des vitesses de sédimentation si faibles que leur chute est rendue impossible par l'agitation thermique du milieu (Degremont, 1989).

Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques). A ces composés s'ajoutent les microorganismes tels que les virus. Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur des eaux.

En contact avec l'eau, toute matière solide acquiert une densité de charge électrique qui peut provenir de :

- La dissociation de groupements superficiels (hydroxyles, carboxyles) qui fournissent des charges positives ou négatives suivant le pH du milieu (acide ou basique).

- L'adsorption d'ions étrangers contenus dans la solution, ainsi les colloïdes deviennent chargés positivement ou négativement suivant le type d'ion adsorbé (cation ou anion) (Tardat-Henry. M, Beaury . J.P, 1984).

Suivant leur comportement vis-à-vis du milieu aqueux, on peut classer les colloïdes en deux catégories :

1. Les colloïdes hydrophiles présentent donc une grande affinité pour l'eau et dont les particules sont entourées par une enveloppe de molécule d'eau fixées par des liaisons physico-chimiques à certains groupements de la matière solide tels que groupement carboxylique, amine et alcool.

2. Les colloïdes hydrophobes sont ceux dont la matière n'a aucune affinité avec l'eau. Leur stabilité est due à la charge électrique portée par les particules qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant toute agglomération.

Il n'existe pas de transition nette entre ces deux types de colloïdes et l'on rencontre en pratique tous les comportements intermédiaires possibles.

I.6.3. Mécanisme de coagulation- floculation

I.6.3.1. La 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. Divers théories expliquent ce phénomène (Buffle. J et al, 1998).

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

- **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).

- **Théorie de Stern** : celle-ci 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. 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.

La différence de potentiel entre la surface qui sépare les couches “fixe” et “diffuse” de la surface extérieure de cette couche et appelée **potentiel ZETA**.

La Figure I.3 montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.

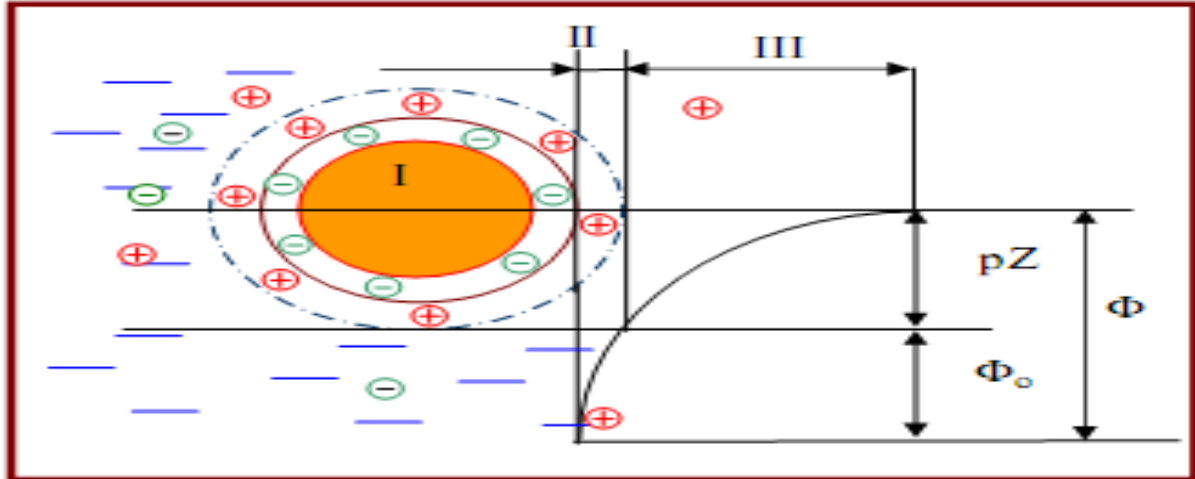


Figure I.3 : Potentiel électrique des particules colloïdales (Buffle. J et al, 1998).

(**I**: Particule colloïdale; **II**: Couche adhérente de Stern; **III**: Couche diffuse de Gouy Chapman; **Φ**: Potentiel total à l'interface; **Φ_o**: Potentiel différentiel dans la couche adsorbée; **pZ**: Potentiel zéta).

I.6.3.2. Déstabilisation des colloïdes

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

- Force d'attraction gravitationnelle de VAN DER VAALS (FA) (Dickinson. E and Eriksson. L, (1991), liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.
- Force de répulsion électrostatique (FR) (Derjaguin, B. V. and Landau, D, 1941), liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur potentiel zéta(pZ) (Dickinson, E. and Eriksson, 1991).

D'après Derjaguin,B.V.(Derjaguin, B. V. and Landau, D, 1941), l'importance de ces forces intervient dans la création des situation suivantes :

- Si $FA > FR$, il y a production de l'agrégation,
- Si $FR > FA$, il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales (Derjaguin, B. V. and Landau, D, 1941).

L'énergie totale d'interaction (E) entre les particules colloïdales est la somme de l'énergie répulsive E_B due au potentiel électrique et l'énergie attractive E_A (Figure I.4) (Dickinson, E. and Eriksson, 1991).

La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan de ces forces dont le niveau énergétique est donné : $E = E_A + E_B$

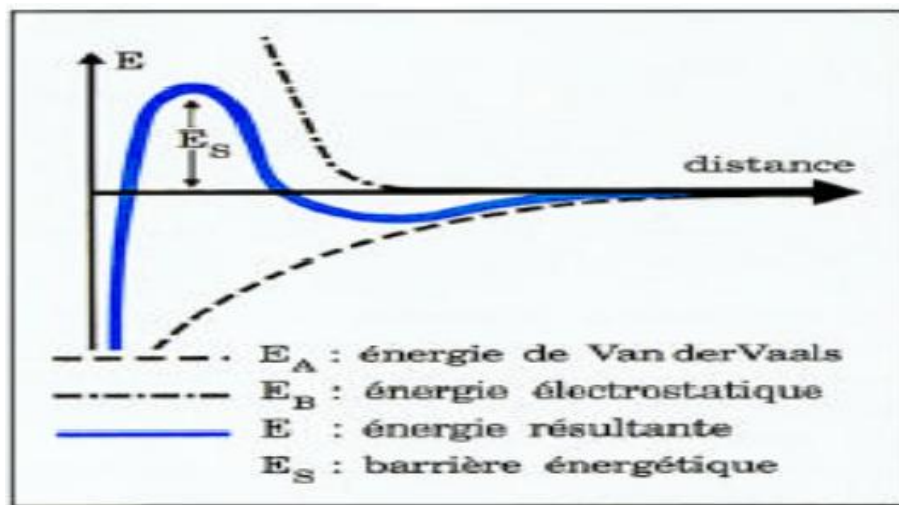


Figure I.4 : Stabilité d'une suspension colloïdale (Dickinson, E. and Eriksson, 1991).

Pour déstabiliser la suspension et favoriser l'agglomération des colloïdes, il faut annuler les forces de répulsion ; la déstabilisation peut être réalisée :

- Soit en réduisant le potentiel Zêta par ajout de réactifs minéraux contenant des actions multivalentes qui seront adsorbées au niveau de la surface du colloïde, on a alors une neutralisation de la charge électrique et une diminution du potentiel Zêta qui va jusqu'à s'annuler. Cette opération est appelée : coagulation.
- Soit par agglomération des colloïdes décharges par mouvement désordonné, puis par agitation douce. L'utilisation des polyélectrolytes (macromolécules organiques) permet non seulement de réduire la charge des colloïdes mais de les agglomérer par pontage. Cette forme de déstabilisation est appelée floculation.

I.6.4. Les types de coagulants et flocculants

Dans la séparation liquide/solide par coagulation-floculation la gamme des coagulants et/ ou flocculants est très large. Le choix de ces agent à une grande influence sur les procédés envisagés pour effectuer la séparation (sédimentation, flottation, filtration) ainsi que pour limiter la quantité des boues produites.

Des coagulants/flocculants minéraux et organiques sont disponibles. La connaissance de leur chimie, leur structure et des mécanismes d'interaction avec les minéraux sont nécessaires afin d'optimiser les procédés (BOTTERO .J.Y, LARTIGES .B, 1992).

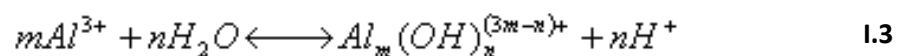
I.6.4.1. Les coagulants

Les coagulants sont le plus souvent des sels de métal trivalent (fer, aluminium) qui apportent beaucoup d'ions positifs (cations) (Godart. H, 2000) et (Thebault. P, 1978).

L'ajout de ces cations métalliques dans l'eau a les effets suivants :

- Réduction de la charge électrostatique par leur adsorption à la surface des particules (réduction du potentiel répulsif);
- Compression de la couche diffuse;
- L'hydrolyse des cations trivalents avec la formation d'espèces poly-hydroxylées chargées solubles et de précipité d'hydroxyde.

Pour le cas de l'aluminium, l'équation générale de l'hydrolyse est (équation similaire pour le fer) :



Il est important à mentionner que l'apparition de H^+ provoque obligatoirement une baisse de pH (Bouchard et Serodes, 2002) et une consommation d'alcalinité.

I.6.4.1.1. Les sels d'aluminium

- Le sulfate d'aluminium (appelé communément alun) $[Al_2(SO_4)_3, 18H_2O]$, chaque ppm d'alun produit 0,26 ppm de $Al(OH)_3$ et consomme 0,5 ppm d'alcalinité;
- Le polychlorure d'aluminium W.A.C $[Al_n(OH)_m(SO_4)_k Cl_{3n-m-2k}]$;
- Les polychlorures basiques d'aluminium, très instable. P.C.B.A $[Al_2(OH)_5Cl]_n$.

I.6.4.1.2. Les sels de fer

Les sels de fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Par ailleurs, ils se révèlent plus efficaces comme coagulants quant à l'abattement des substances humiques (Seghiri. R, 1996). On peut citer :

- Le chlorure ferrique $[\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}]$, Moins sensible que l'alun au contrôle du pH, et meilleur dans le traitement de la couleur, chaque ppm de FeCl_3 produit 0,66 ppm de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, et consomme 0,9 ppm d'alcalinité, peut induire une coloration de l'eau traitée;
- Le chlore sulfate ferrique $[\text{FeSO}_4\text{Cl}]$.
- Le sulfate ferreux $[\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3, 9\text{H}_2\text{O}]$.

Les sels de fer ou d'aluminium (sels d'acides forts) sont souvent introduits dans les effluents conjointement avec un réactif alcalin (soude ou chaux) qui permet si nécessaire de réajuster le pH dans la zone optimale de coagulation (Boeglin. J.C, 2002).

I.6.4.2. Optimisation de la Coagulation

Lors de la coagulation, il faut chercher :

- La maximisation de la déstabilisation des particules et des colloïdes organiques pour faciliter leur agglomération et leur enlèvement subséquent, par un procédé de séparation solide-liquide;
- La minimisation de la concentration en coagulant résiduel;
- La minimisation de la production des boues;
- La minimisation des coûts d'opération.

La coagulation optimale correspond au dosage de coagulant et au pH qui assurent l'atteinte de tous ces objectifs (Edzwald et Tobiason, 1999).

La surcoagulation, qui est une coagulation particulière et qui est plus connue sous son appellation anglaise « Enhanced coagulation », consiste en un ajout supplémentaire de coagulant dans le but de maximiser l'enlèvement des colloïdes organiques naturels qui sont des précurseurs des sous-produits de la désinfection (SPD).

I.6.4.3. Les flocculants

Pour une meilleure efficacité du procédé de coagulation-floculation, on utilise des flocculants qui sont des colloïdes de même charge que les particules à flocculer. Ils sont ajoutés pour augmenter la concentration, et de là, le nombre de chocs entre les particules.

Leurs actions pourraient avoir une influence sur la vitesse de la réaction (floculation rapide) ou au niveau de la qualité des floccs (plus lourds, plus volumineux et plus cohérents) (Bechac. J –Pierre, 1984).

Les flocculants sont toujours utilisés à faible dosage (0,5 à 2 g/m³) pour parfaire la coagulation initiale des colloïdes assurée par des réactifs minéraux à polycations comme les sels de fer ou d'aluminium (Boeglin. J.C, 2002).

Les flocculants, malgré leur coût relativement élevé présentent sur les coagulants classiques un certain avantage :

- efficacité et réactivité très importantes pour l'utilisation de très faibles quantités (dosage de 2 à 10 g/m³) ;
- facilité de mise en œuvre avec une activité très peu affectée par le pH ;
- obtention comparativement aux coagulants d'un volume de boue réduit, par suite de l'absence de sels insolubles apportés au processus;
- aucune minéralisation supplémentaire introduite dans l'eau d'où la possibilité d'une réutilisation ultérieure de l'eau séparée (recyclage) sans avoir à craindre des problèmes de corrosion.

Les flocculants sont fabriqués par de nombreuses firmes américaines (Dow Chemical, Nalco Chemical, American Cyanamid, Rohm et Haas), allemandes (Nobel - Hoechst - Bayer, BASF...) et française (Sté Floerger), ces produits polymériques se présentent, à l'état sec, sous forme de poudres et de granulés ou sous formes liquides plus ou moins concentrés. Leur dissolution dans l'eau, sans formation de grumeaux, est assez délicate, si l'on ne prend pas les dispositions qui s'imposent : assurer une bonne dispersion dans la phase aqueuse des produits considérés (Boeglin, 2002).

Les flocculants sont commercialisés sous des noms divers comme : Purifloc, Superfloc, Sédipur (cas de notre étude), Praestol, Magnafloc, etc (Boeglin. J.C, 2002).

On distingue :

a. Les flocculants synthétique : ils agissent par pontage (fonction amide très polaire permettant des pontages avec des matières colloïdes). Ce sont :

- Les polyamines ;
- Les polyacrylamides (C_3H_5NO)_x (Polyacrylamides non ioniques, Polyacrylamides anioniques, Polyacrylamides cationiques...ect.).

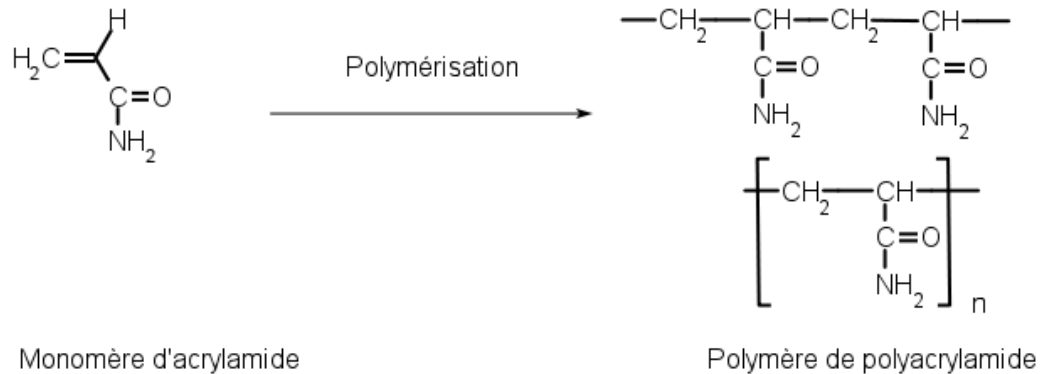


Figure I.5: Polyacrylamide

Le polyacrylamide non ionique : est homopolymère constituée de l'acrylamide, avec la grande pureté, la bonne solubilité et le poids (Figure I.6).

Cette série de produits a un groupe spécial, qui la dote beaucoup de fonctions, telles que la dispersion, s'épaississant et collant, gel, colloïdal stable. Elle est employée couramment dans l'industrie textile. Elle est également employée en tant qu'agent de traitement d'eaux usées.

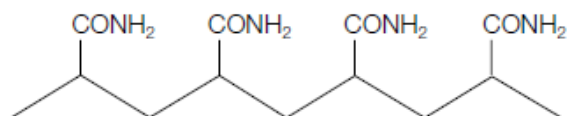


Figure I.6: Polyacrylamide non -ionique

polyacrylamides anionique (Figure I.7): est principalement employé pour le traitement des minerais pleins dans la suspension neutre.

Il est employé pour améliorer l'effet de déplacement des solides et du phosphate suspendus dans le traitement des eaux résiduaires urbain et industriel.

Dans le traitement des eaux résiduaires de l'industrie métallurgique, d'eau potable et il est employé dans la clarification d'eau de surface.

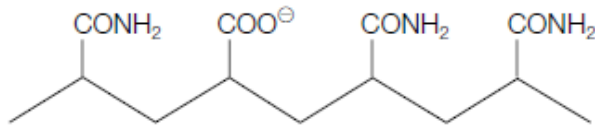


Figure I.7: Polyacrylamide anionique

D'une manière générale, les réactifs polymériques anioniques et non ioniques sont les plus efficaces sur les suspensions de particules minérales et pratiquement toujours peu actifs sur les suspensions organiques qui sont par contre très bien flocculées par certains polyélectrolytes cationiques.

Dans le cas de suspensions mixtes (particules minérales et organiques), le comportement suivi correspond à celui d'une suspension de l'espèce prédominante, mais il arrive que l'on assure une double flocculation : adjonction séparée dans deux réacteurs agités successivement d'un polyélectrolyte cationique puis anionique (Boeglin. J.C, 2002).

Pour des suspensions peu concentrées en particules par ailleurs finement dispersées ou des effluents chargés d'huiles ou d'hydrocarbures à l'état émulsionné, le conditionnement par des réactifs polymériques employés seuls s'avère difficile et conduit à une déstabilisation imparfaite avec pour conséquence une mauvaise clarification des eaux résiduaires.

b. Les flocculants minéraux : Ce sont des composés colloïdaux agissant soit par adsorption, soit par neutralisation de charges sur les produits en suspension. Ils comprennent :

- Les Hydroxydes métallique (alumine).
- Les argiles colloïdes (bentonites).
- La silice activée (SiO_2).

c. Les flocculants naturels : Ce sont des polymères hydrosolubles pouvant avoir une charge anionique, cationique ou neutre. Ils agissent par adsorption, on en distingue :

- Les dérivés amylicés.
- Les polysaccharides :

Exemple : Alginate de sodium (Figure I.8), $\text{C}_6\text{H}_7\text{NaO}_6$, Soluble dans l'eau

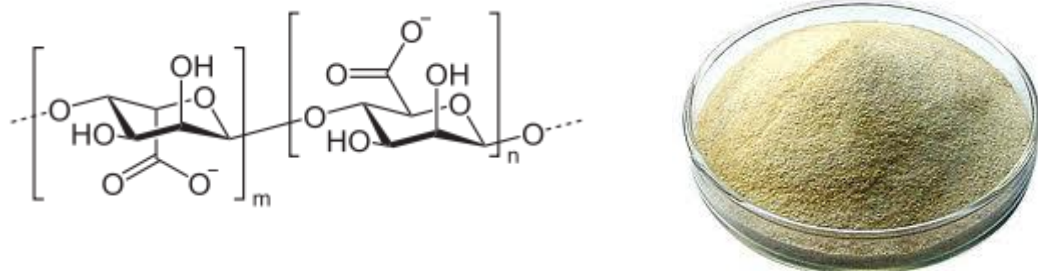


Figure I.8 : Alginate de sodium

I.6.5. Paramètres influant la coagulation-floculation

Pour optimiser le procédé de coagulation-floculation, il faut tenir compte de plusieurs variables comme le pH, la dose de coagulant, les conditions de mélange et la température, qui ont un impacte non négligeable.

I.6.5.1. Le pH

Le pH a une influence primordiale sur la coagulation. Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant modifie souvent le pH de l'eau. Cette variation est à prendre en compte afin de ne pas sortir de la plage optimale de précipitation du coagulant. La plage du pH optimal est la plage à l'intérieur de laquelle la coagulation a lieu suffisamment rapidement. En effet, une coagulation réalisée à un pH non optimal peut entraîner une augmentation significative du temps de coagulation. En général, le temps de coagulation est

compris entre 15 secondes et 3 minutes. Le pH a également une influence sur l'élimination des matières organiques.

Le pH optimum de coagulation (proche du pH de solubilité minimale) pour les sels d'aluminium se situe entre 6 et 7,5. Pour les sels ferriques, la coagulation s'effectue dans des conditions satisfaisantes pour des pH supérieurs à 5,5-6, aucune redissolution de l'hydroxyde n'étant à craindre aux pH élevés (Boeglin. J.C, 2002).

À noter que ces coagulants (sels d'acide fort) sont souvent introduits dans les effluents conjointement avec de la chaux Ca(OH)_2 qui permet de réajuster si nécessaire le pH de coagulation, qui peut chuter lors du traitement d'effluents faiblement tamponnés (Boeglin. J.C, 2002).

I.6.5.2. La dose de coagulant

La dose de réactif est aussi un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base.

Une dose de coagulant excessive entraîne une restabilisation des particules et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante.

La quantité de réactifs ne peut se déterminer facilement. Pratiquement, la dose optimale de coagulant peut être déterminée soit par l'emploi de la mesure du potentiel zêta (nécessite un matériel très coûteux), soit par un test au laboratoire, connu sous le nom de "Jar-Test".

I.6.5.3. La température

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

I.6.5.4. La turbidité

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant.

Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Dans le cas de fortes pluies, l'augmentation des MES favorise une meilleure décantation. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation (J. Sbonny, 1976).

I.6.5.5. Les conditions de mélange

Les deux étapes de formation du floc consistent en une phase d'agitation rapide suivie d'une phase d'agitation lente permettant la maturation du floc. Néanmoins, il faut éviter que l'agitation soit trop intense car elle empêche l'agrégation, ni trop prolongée car elle entraîne la déstabilisation des colloïdes (Kemmer F.N, 1984).

Il est particulièrement important par ailleurs, de prévoir des points d'injection des réactifs chimiques de façon à obtenir un décalage optimal entre l'introduction des coagulants et celle des flocculants, injectés toujours après. Suivant les débits à traiter et les réactifs mis en œuvre, ce décalage pourra varier entre 1 à 3 min (Boeglin J.C, 2002).

Notre travail a pour objectif le traitement d'un rejet liquide de la station de neutralisation de l'ENIEM (W. Tizi-Ouzou) par un procédé de coagulation-floculation, en utilisant deux coagulants et cinq flocculant dans le but de déterminer les conditions optimales permettant un meilleur abattement de la pollution. Ainsi, au cours de ces manipulations seront déterminés :

- Le taux de traitement pour chaque réactif ;
- Le pH optimal ;
- L'efficacité des coagulants ;
- Le rôle du flocculant.

L'efficacité du traitement sera estimée en suivant la DCO de l'effluent après 20 min. de décantation. Ces indications peuvent être complétées avec d'autres renseignements (pH, rendement d'élimination).

II.1 Échantillonnage :

II.1.1 Récupération du rejet liquide :

L'échantillon est récupéré dans le bassin de neutralisation 2^{ème} stade de la station d'épuration de l'ENIEM comme le montre la figure suivante.

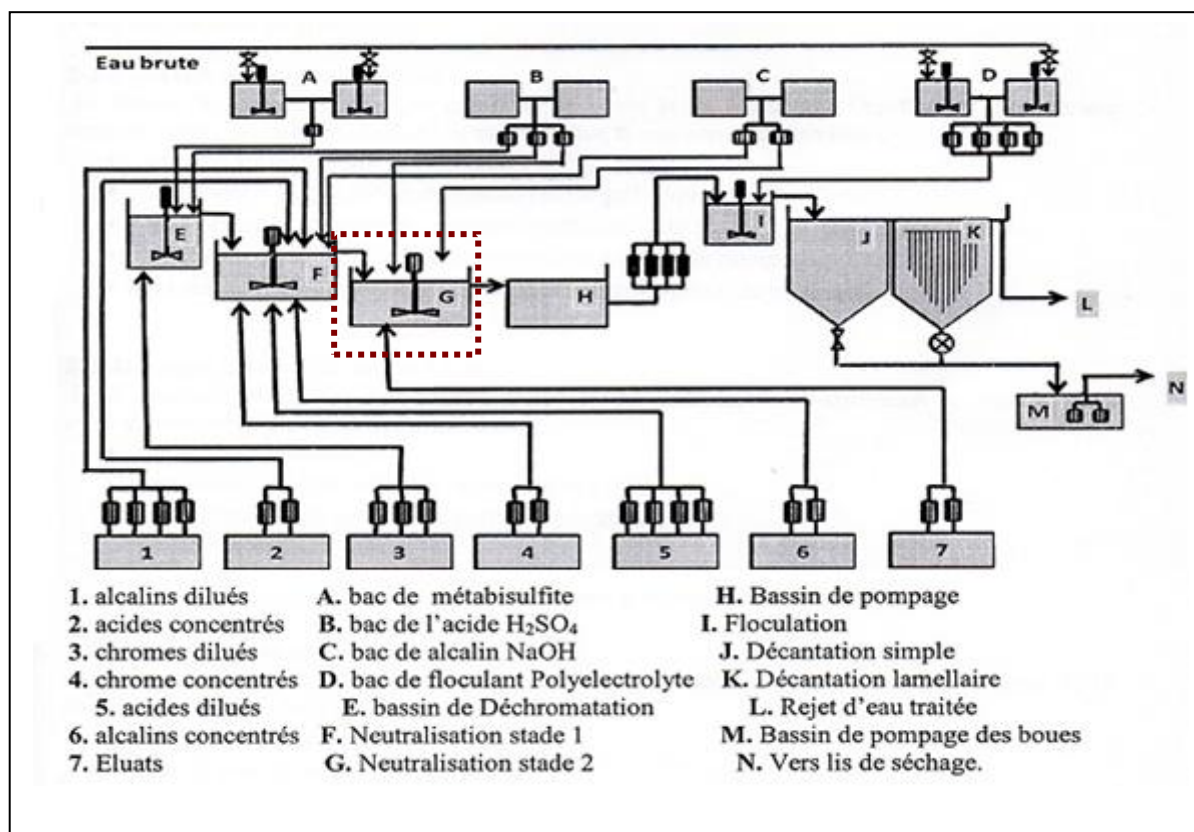


Figure 1 : Schéma de la station de l'ENIEM

II.1.2 Caractérisation du rejet liquide :

Les paramètres analysés pour caractériser les rejets liquides de l'ENIEM, les méthodes et les normes sont portées en annexe I et résumées dans le tableau VI.1.

Tableau II.1 : Principe et références des méthodes d'analyse.

Paramètres	Méthodes	Normes
pH	pH -mètre	NFT 90-008
Température	Mesure directe avec thermomètre	-
Conductivité	Mesure directe avec conductimètre	NFT 90-008
MES	Filtration et séchage à 105°C	NFT 90-015
MVS	Calcination à 550°C	NFT 90-015
DCO	Oxydation par le bichromate	ISO 6060- 1989
DBO ₅	Respirométrie	-
Ammonium (NH ₄ ⁺)	Colorimétrique	ISO 7150/1-1984
Nitrates (NO ₃ ⁻)	Colorimétrique	ISO 7890-3-1988
Nitrites (NO ₂ ⁻)	Colorimétrique	ISO 6777-1984
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	Méthode turbidimétrique	
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	Colorimétrique	ISO 6878/1-1986
Chlorures (Cl ⁻)	Méthode de MOHR	NFT 90 014
Métaux lourds	Spectroscopie d'absorption atomique	

II.2. Méthodologie de traitement :

Lors des essais de coagulation-floculation, nous avons utilisé un jar test à quatre postes. Les essais sont réalisés sur 500ml de rejet liquide : une quantité inférieure pourrait porter préjudice sur les résultats finaux. Le pH est ajusté par ajout de NaOH (1N) et HCl (1N).

II.2.1 Réactifs :

Les divers réactifs utilisés dans nos essais se regroupent comme suit :

a. Effluent à traiter : Rejet liquide : Effluent ENIEM

b. Coagulants utilisés :

- Chlorure ferrique FeCl₃;
- Sulfate d'aluminium Al₂(SO₄)₃, 18 H₂O.

c. Floculant utilisés :

- Flocculant naturel : Alginate de sodium : polysaccharide (SIGMA) ;
- Flocculants synthétiques :
 - Flocculant de l'ENIEM : polyélectrolyte ($(C_3H_5NO)_x$) : polyacryamide;
 - Flocculant de la station de baraki et Reghaia: un polymère organique cationique ;
 - Flocculant Sedipur AF400 : polymère acrylamide anionique (poids moléculaire 5-10 Millions dalton) ;
 - Flocculant Sedipur NF102 : polymère acrylamide non ionique (poids moléculaire 15 Millions dalton).

d. Réactifs pour ajuster le pH : Solution HCl 1N et NaOH 1N.

II.2.2 Appareillage :

- Jar test ;
- Spectrophotomètre ;
- pH-mètre ;
- Verrerie courante de laboratoire.

II.2.3 Procédure de traitement :

Lors des essais de coagulation-floculation, nous avons suivi le même protocole expérimental pour les deux coagulants utilisés.

II.2.3.1. Détermination de la dose optimale du coagulant :

Dans une série de béchers (jar test) :

- Introduire 500ml de rejet liquide ;
- Ajouter alors des doses croissantes (entre 0.1 et 0.8 g/L) du coagulant ;
- Agiter rapidement (120tr/min.) pendant 2 min ;
- Réduire l'agitation à 40tr/min et laisser le mélange sous agitation lente pendant 20 min ;
- Arrêter l'agitation et laisser le mélange se décanter pendant 20 min ;
- Prélever, à l'aide d'une pipette, un volume d'environ 10 ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO et pH) ;

II.2.3.2. Détermination du pH optimal

Suivre le même protocole expérimental utilisé précédemment en fixant la dose optimale et en variant le pH de [5,5 à 8,3] pour le coagulant FeCl_3 et de [5,8 à 7,2] pour le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

II.2.3.3. Détermination de la dose optimale du floculant

a. Cas de la floculation :

Dans une série de béchers (jar test) :

- Introduire 500 ml de rejet liquide ;
- Régler l'agitation à (40t/min)
- Ajouter des doses croissantes (entre 5 et 40 mg/L) du floculant
- Laisser le mélange sous agitation lente pendant 20 min ;
- Arrêter l'agitation et laisser décanter pendant 20 min ;
- Prélever à l'aide d'une pipette volume d'environ 10 ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO, pH).

NB : la même procédure a été effectuée pour les cinq floculants utilisés.

b. Cas de la Coagulation-Floculation :

Dans une série de béchers (jar test) :

- Introduire 500 ml de rejet liquide ;
- Ajuster le pH (pH optimum) à l'aide de la solution d'HCl (ou NaOH) ;
- Agiter rapidement (120tr/min.) pendant 2 min
- Ajouter la dose optimale du coagulant déterminée par l'essai de la coagulation ;
- Réduire l'agitation à 40tr/min
- Ajouter pendant l'étape de floculation, des doses croissantes (entre 5 et 40 mg/L) du floculant ;
- Laisser le mélange sous agitation lente pendant 20 min ;
- Arrêter l'agitation et laisser décanter pendant 20 min ;
- Prélever à l'aide d'une pipette volume d'environ 10 ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO, pH).

NB : la même procédure a été effectuée pour les cinq floculants utilisés.

III.1 Caractérisation du rejet ENIEM :

Le rejet utilisé dans notre étude renferme de nombreux contaminants organiques et minéraux souvent très toxiques. Afin de le caractériser, des analyses physico-chimiques ont été effectuées et qui sont regroupées dans le tableau ci-dessous.

Tableau III.1 : Caractérisation physico-chimique de rejet ENIEM

Le jour de prélèvement : 28/05/2013		
Paramètres	Valeurs	Les valeurs limites et normes
Couleur	trouble	
pH	7,11	6.5-8.5
Température (C°)	25	30
Conductivité (mS/cm)	2.22	2
MES (mg/L)	1500	35
MVS (mg/L)	20	
DCO (mg/L)	263,33	120
DBO₅ (mg/L)	20	40
(DBO₅/DCO)	0.076	-
NO₃⁻ (mg/L)	3,175	-
NO₂⁻ (mg/L)	0,332	-
NH₄⁺ (mg/L)	0,936	25
PO₄³⁻ (mg/L)	1169,32	-
P- PO₄³⁻ (mg/L)	385.63	10
SO₄²⁻ (mg/L)	285	3
Cl⁻ (mg/L)	382,5	5
Chrome total (mg/L)	231	0,5
Nickel (mg/l)	935.55	0,5
Zinc total (mg/L)	60	3
Fer (mg/L)	301.02	5

III.2. Discussion des paramètres :

III.2.1. Couleur : Le rejet liquide de l'ENIEM a une couleur trouble jaunâtre, ceci est dû au MES et à la présence des métaux lourds (Chrome, Nickel, Fer, Zinc).

III.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO):

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. La valeur de la DCO obtenue de l'ordre 263.33 mg/L est supérieure à la norme de rejet qui est de 120 mg d'O₂/L, ce qui indique la présence de matière organique oxydable dans notre rejet.

III.2.3. Demande biochimique en oxygène DBO₅ :

La DBO₅ est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la dégradation de matières organiques décomposables par des processus biochimiques. Pour notre cas la valeur obtenue est de 20 mg d'O₂/L de DBO₅ qui est inférieure à 40 mg/L, considérée comme valeur limite. Sachant que la société ENIEM utilise des produits chimiques fortement concentrés de nature acide. Ces derniers détruisent la flore bactérienne présente dans le rejet ce qui explique la faible valeur de la DBO₅ obtenue.

III.2.4. Les nitrates et les nitrites :

Les résultats obtenus montrent une concentration assez faible en ions nitrates et nitrites, ceci est dû à l'absence d'apport de produit contenant ces ions dans la chaîne de traitement mis à part l'utilisation d'acide nitrique HNO₃ concentré dans l'une des étapes de traitement ce qui justifie ces faibles valeurs.

III.2.5. Les orthophosphate PO₄³⁻ :

La présence des orthophosphates PO₄³⁻ (12,84 mg/L) est due à l'utilisation d'acide phosphorique concentré pour l'étape de phosphatation dans la chaîne spéciale acier et l'étape de prédegraissage et dégraissage dans la chaîne de condenseur.

III.2.6. Conductivité électrique :

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes, elle nous permet d'apprécier la quantité de sels dissous (Chrome (étape de chromage), Nickel (étape de nickelage), sulfate (H_2SO_4).... etc) dans l'eau. La valeur de la conductivité électrique enregistrée dans le rejet est de l'ordre 2.22 ms/cm. La valeur obtenue indique que le rejet est pollué par une charge minérale.

III.2.7. Matière en suspension MES :

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans l'eau. Leurs effets sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux). Le rejet de l'ENIEM est caractérisé par une concentration de 1500 mg/L, cette valeur est supérieure à la concentration limite de rejet (35mg/L).

III.2.8. Rapport DCO/DBO₅:

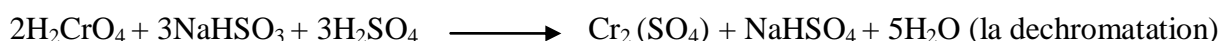
Pour caractériser une pollution industrielle, le rapport DCO/DBO₅ donne des indications très intéressantes sur l'origine d'une pollution des eaux usées et les possibilités de traitement. Pour notre étude, le rapport est de l'ordre de 13,16, ce qui indique que l'effluent est difficilement biodégradable. Ce qui justifie le choix du traitement par Coagulation – Flocculation.

III.2.9. pH :

Le potentiel d'Hydrogène est l'un des paramètres qui détecte l'acidité ou alcalinité de l'eau. Le pH dans notre rejet est de 7.11 valeur voisine de la neutralité puisque le prélèvement a été fait au niveau du bassin de neutralisation (stade 2).

III.2.10. Chlorures (Cl⁻) est sulfates (SO₄²⁻) et métaux :

La concentration en chlorures et sulfates dans notre rejet est trop élevée vu l'utilisation de grande quantité d'acide (H_2SO_4 et HCl) dans les différentes étapes de traitement.



De même, notre rejet est fortement concentré en métaux (nickel, chrome et zinc). La présence de ces derniers provient des rejets issus des étapes de la chaîne de traitement nickelage chromage et zincage.

III.2. Traitement de l'effluent par coagulation-floculation :

L'objectif de notre travail est d'éliminer une pollution d'origine minérale par un traitement physico-chimique qui est la Coagulation - Floculation et ce en utilisant différents coagulants et plusieurs floculants afin de trouver la meilleure combinaison qui aboutira à un taux d'abattement maximal. Afin d'atteindre notre objectif, nous avons établie la démarche suivante pour la coagulation-floculation :

- Optimisation de la dose du coagulant FeCl_3 ;
- Optimisation du pH ;
- Optimisation de la dose de floculant

Sachant que la société ENIEM utilise pour le traitement de ses rejets, la floculation uniquement, nous avons utile d'appliquer le même traitement (floculation) à notre rejet en utilisant cinq floculants.

III.2.1 Optimisation de la dose du coagulant FeCl_3 :

Dans le but d'étudier l'effet de la dose du coagulant FeCl_3 sur le processus de coagulation-floculation, des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses du coagulant (0,1 à 0,8 g/l). La variation de la DCO en fonction des différentes doses appliquées est représentée sur la figure suivante.

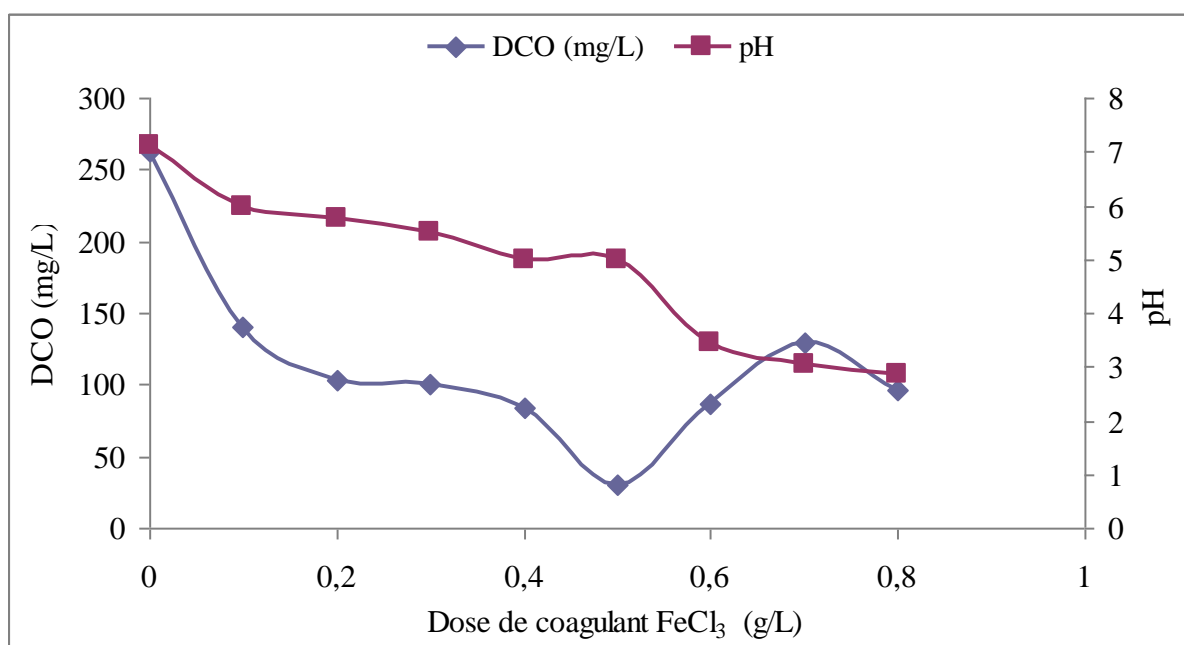
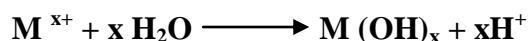


Figure III.1 : Evolution de la DCO et du pH en fonction des doses du coagulant FeCl_3 .

La DCO est systématiquement utilisée pour caractériser un effluent. La valeur initiale de la DCO dans l'eau prélevée est de 263.32mg/L. L'addition progressive des doses de coagulant FeCl_3 a entraîné une diminution dans cette valeur jusqu'à 29,88 mg/l, comme valeur minimale, pour une concentration de 0,5 mg/l de coagulant comme le montre la figure III.1. D'après la bibliographie (Chow W.M., 1992, Lind C., 1994, Fletcher I et al , 2001), 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 0,5 mg/l de coagulant, presque la totalité des colloïdes sont piégés ce qui explique la faible valeur de la DCO (29,88 mg/l).

Selon la figure II.1, l'ajout du coagulant acidifie le milieu réactionnel ; comme l'échantillon a été prélevé du bassin de neutralisation, sa valeur initiale de pH est neutre (7,11). Cette dernière diminue progressivement en augmentant la concentration du coagulant, pour atteindre une valeur de 4,99 à la concentration de 0,5 mg/l de coagulant ajouté.

Cette valeur est très proche du pH acide et cela due aux ions Fe^{+2} présente dans cette eau. Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques (Lind C. 1994b, Fletcher I et al , 2001, Lamrini B., 2005) 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 2.88 pour 0,8 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.

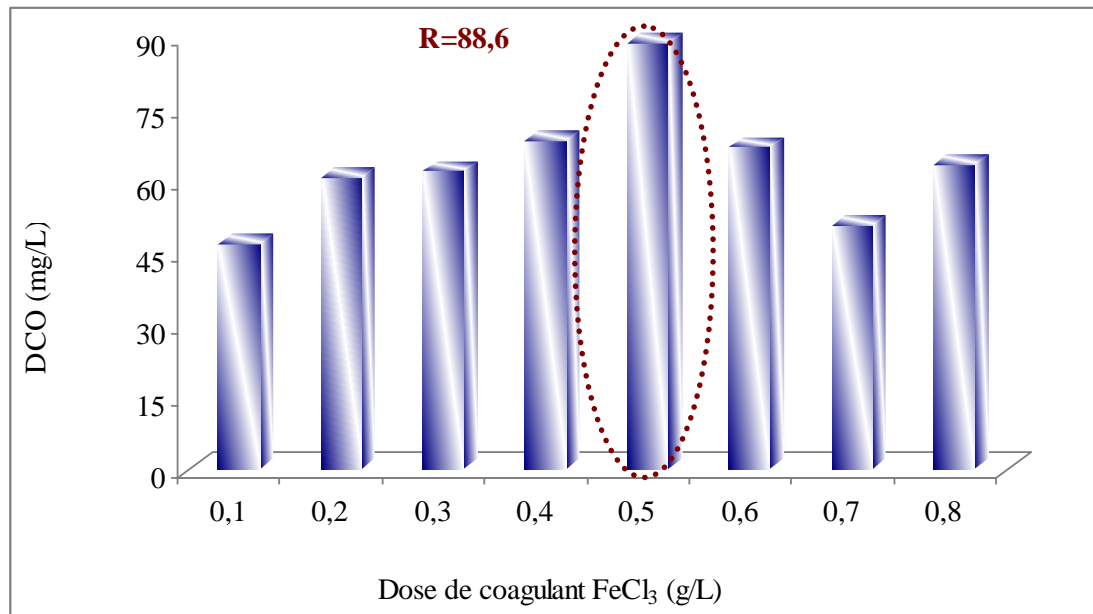


Figure III.2: Rendement d'élimination en fonction des doses du coagulant.

D'après les résultats expérimentaux représentés sur la figure II.2, nous pouvons confirmer que la concentration optimale pour l'élimination de la DCO se situe autour de 0,5mg/L et qu'un maximum d'abattement de la DCO de 88,6 % a été observé avec cette dose. La figure III.3 montre clairement cet abattement.



Figure III.3 : photos du rejet avant et après traitement.

III.2.2 Optimisation du pH :

Le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation est optimale, elle est fonction du coagulant utilisé, de la concentration et de la composition de l'eau à traiter. Les floccs sont des précipités d'hydroxydes de métaux. Leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer sont de 5,5

à 8,3. Pour cela, une série d'expérience a été effectuée en fixant la dose du coagulant FeCl_3 à 0,5 g/L (dose optimale) et en variant le pH dans l'intervalle [5,5 – 8,3].

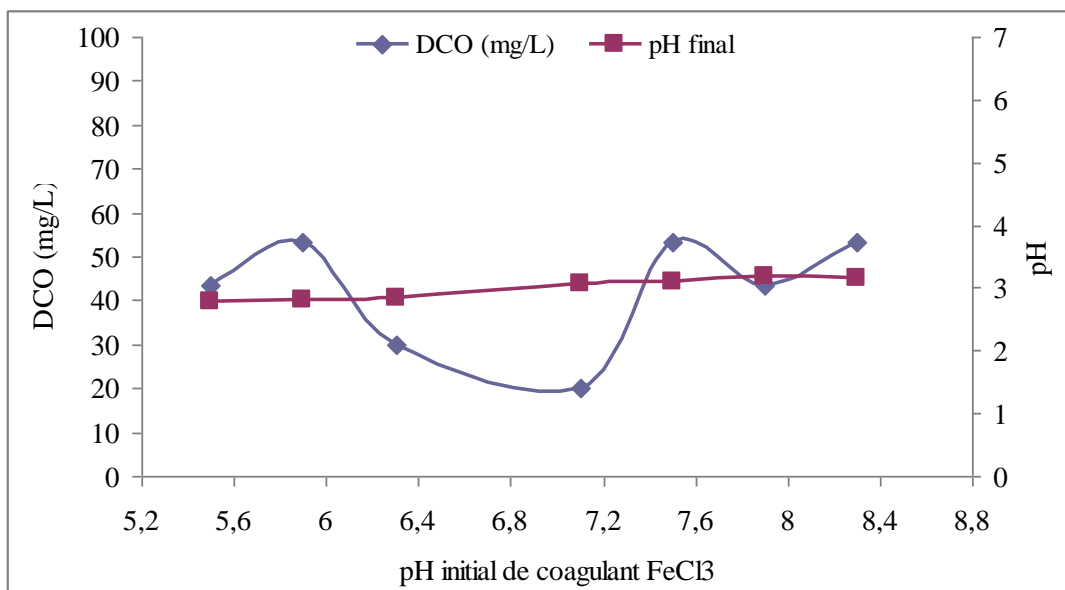


Figure III.4 : Variation de la DCO en fonction du pH ;

D'après la figure qui représente la variation de la DCO en fonction du pH, on constate que le meilleur abattement de la DCO se situe à des pH neutre (7,1).

Le taux d'abattement de la DCO en fonction du pH est représenté sur la figure suivante. Nous remarquons que le meilleur rendement de l'ordre de 92,4% est obtenu pour un pH neutre. Et vu que le pH initial du rejet de l'ENIEM est neutre, l'ajustement du pH n'est pas nécessaire pour la suite de notre étude avec FeCl_3 comme coagulant.

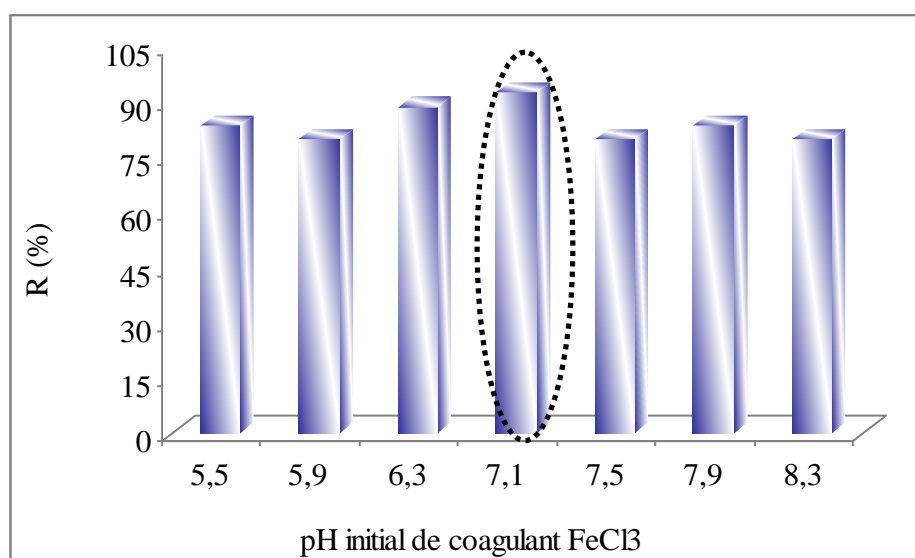


Figure III.5 : variation du rendement d'élimination de la DCO en fonction du pH.



Figure III.6 : photos du rejet avant et après traitement

III.2.3 Optimisation de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$:

De même, nous avons voulu étudier l'effet de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ sur le processus de coagulation-floculation. Donc des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de coagulant (0.1 à 0.8 g/L). La variation de la DCO et du pH en fonction des différentes doses appliquées est représentée sur la figure suivante :

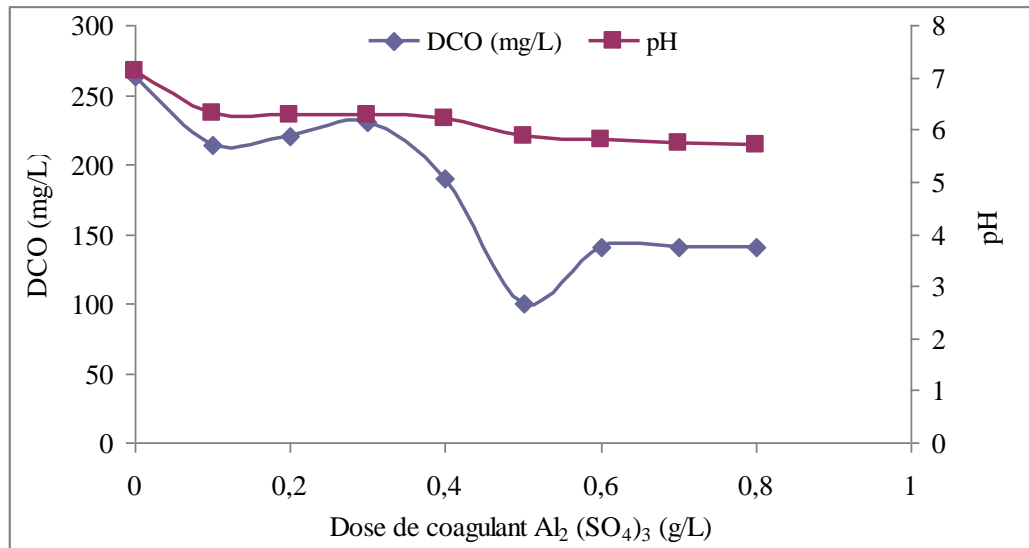


Figure III.7 : Evolution de la DCO et du pH en fonction de la concentration du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

On remarque bien que l'addition du coagulant a provoqué une diminution de la valeur de la DCO de 263,32 à 99,98 mg d' O_2/L et ce en augmentant la concentration du coagulant. D'après la bibliographie (Gagnon C., et al, 1997, Waissman-Vilanova J., 2000, Baxter C.W. et al 2002, Lamrini B. et al, 2005) 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 0,5 mg/l de coagulant, nous avons remarqué que la valeur de la DCO a atteint sa valeur la plus faible. Donc, on peut dire que cette valeur (0,5mg/L) est la concentration optimale de ce coagulant dans ce rejet, les cations apportés par le coagulant ont englobé presque la totalité des suspensions colloïdes dans le liquide ce qui entraîne une clarté meilleure (figure III.8).



Figure III.8 : La nature de l'effluent avant et après traitement

Au delà de 0,5mg/L on a remarqué que la valeur de la DCO 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 C, 1999) 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 0,5mg/L.

Il est intéressant de mentionner que l'ajout du $Al_2(SO_4)_3$ réduit la DCO, et ce quelque soit la dose ajoutée, néanmoins un rendement optimal est attribué à une dose de 0,5mg/L avec un rendement d'élimination de 62% (figure III.9).

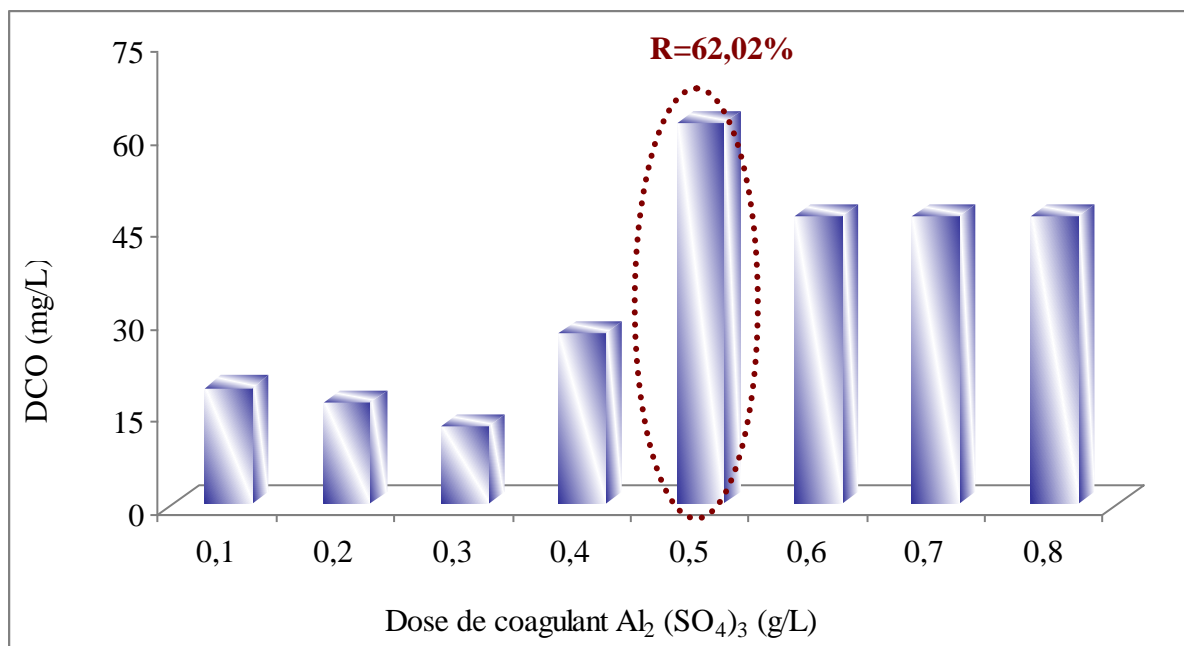


Figure III.9 : le rendement d'élimination en fonction du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

III.3.4 Optimisation du pH :

Dans cette partie nous avons fait la variation du pH du milieu réactionnel de 5,8 à 7,2 en gardant la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ fixée à la valeur déduite précédemment (0,5mg/L). La figure suivante présente la variation de la DCO et du pH final en fonction du pH initial de la dose du coagulant :

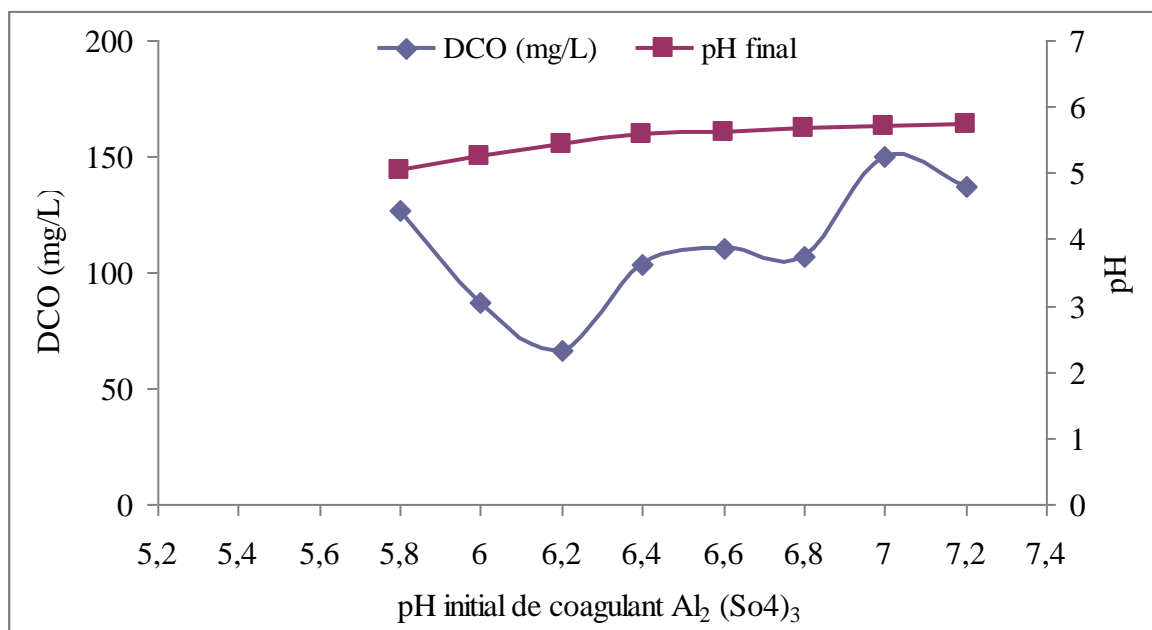


Figure III.10 : Evolution de la DCO et du pH final en fonction du pH initial

D'après cette figure nous pouvons observer que l'optimum de l'élimination de la DCO correspond à des pH acide. Mattson a été l'un des premiers à noter que l'ion Al^{3+} , pouvait provoquer une inversion de charge de la suspension à certaines valeurs du pH. Il suggère alors que ce sont les produits d'hydrolyse de l'aluminium qui sont responsables de ce phénomène. En effet, la réaction des sels d'aluminium avec l'eau donne lieu à la formation de différentes espèces dont la charge électrique est fonction du pH. et dont l'influence est déterminante sur la coagulation. La figure (III.10), montre que le pH le plus favorable se situe entre 6 et 7,4, domaine qui correspond à l'existence de l'hydroxyde $Al(OH)_3$

Un examen rapide de ces résultats permet de signaler une augmentation du pH après traitement. Cette augmentation de pH au cours du procédé de coagulation, est principalement due à la génération des hydroxydes OH^- (Tezcan Ü.Ü , 2008).

Afin d'expliquer cette faible variation du pH, Bennajah (2007) a rapporté que cette évolution dépend du pH initial et des capacités tampons de la solution, en raison de la production et la consommation des ions OH^- au cours de la coagulation, ce qui permet d'éviter une variation brusque du pH de la solution.

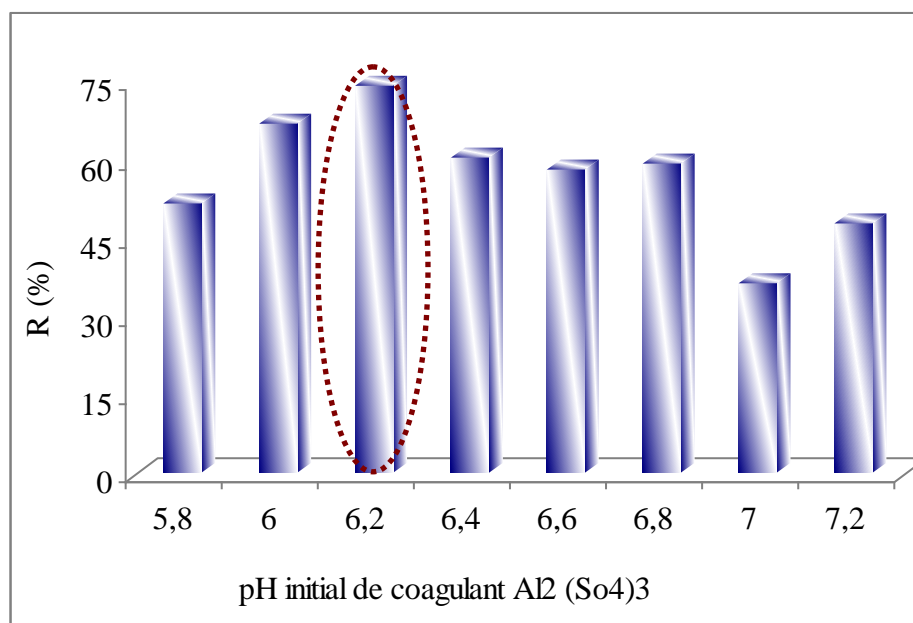


Figure III.11 : Représentation de rendement en fonction du pH.

III.3.5 : Optimisation de la dose de flocculant :

Nous avons testé au cours de notre étude cinq types de flocculants selon le rôle que peut accomplir chacun d'eux. Il s'agit de l'Alginate de sodium, Sedipur AF 400 anionique, Sedipur NF 102 non-ionique, polymère utilisé à la station de traitement d'eau potable de Baraki et Reghaia, il est de nature cationique et le cinquième est le polymère utilisé dans la station d'épuration de l'ENIEM. Les doses de ces derniers ont été variées de 5 à 40 mg/L.

III.3.5.1.Cas de la floculation :

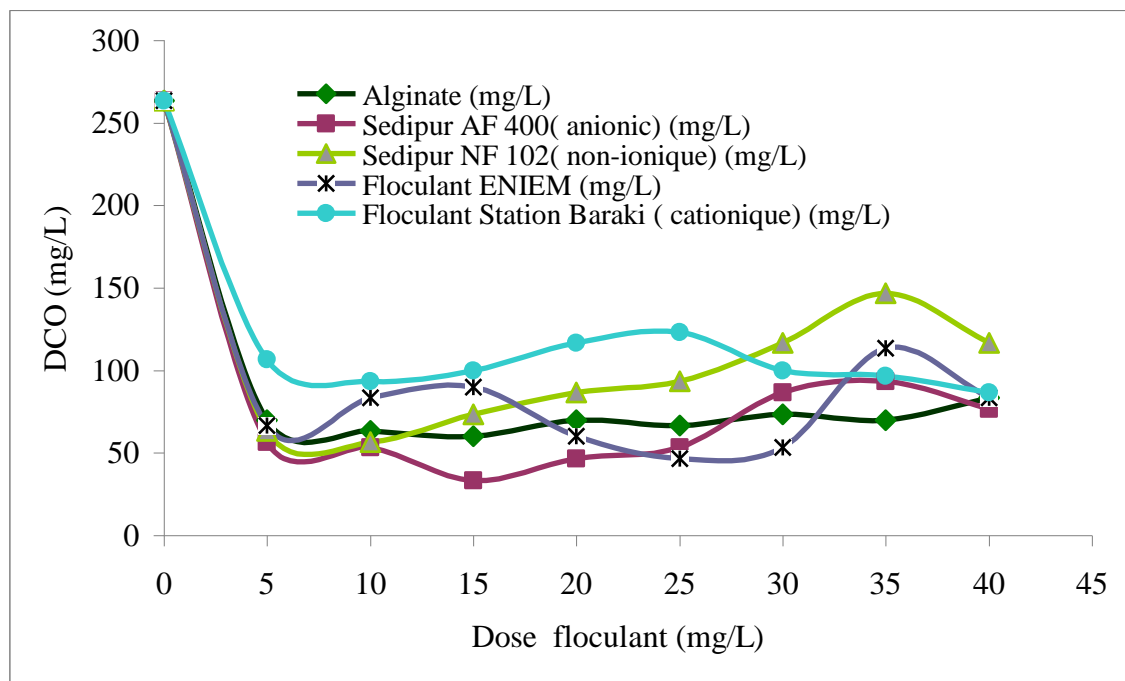


Figure III.12 : Evolution de la DCO en fonction de la dose des différents flocculants utilisés.

De prime abord, nous constatons que quelque soit la nature du flocculant utilisé, nous obtenons un abattement de la DCO à des valeurs inférieures à la norme de rejet (120 mg/L).

On note ainsi que la comparaison des cinq flocculants montre que le flocculant AF 400 anionique est le plus efficace, il conduit à une DCO de 33,32 mg d'O₂/L pour une dose de 15 mg/L. Le flocculant utilisé à l'ENIEM améliore l'élimination de la DCO jusqu'à 46,65 mg d'O₂/L pour une dose de 25mg/L. On déduit que le sedipur AF 400 anionique est plus efficace par rapport aux autres flocculant. Selon la littérature, les flocculants anionique et non-ionique sont les plus efficaces dans le traitement des rejets minéraux, mais leur efficacité est faible pour l'élimination de la matière organique. Cette dernière peut être éliminée efficacement par des flocculants cationiques. Ceci est en accord avec des résultats trouvés par des études antérieures dans le traitement des lixivats de décharge par procédé de coagulation-floculation.(Sediri.S., 2010)

Le flocculant naturel alginate de sodium qui n'a jamais été utilisé dans les traitements des rejets contaminés par les métaux a pu concurrencer les deux polymères synthétique (sedipurAF400, sedipurNF102) qui sont assez toxiques.

III.3.5.2. Cas de la coagulation-floculation :

a) Avec le coagulant FeCl_3 :

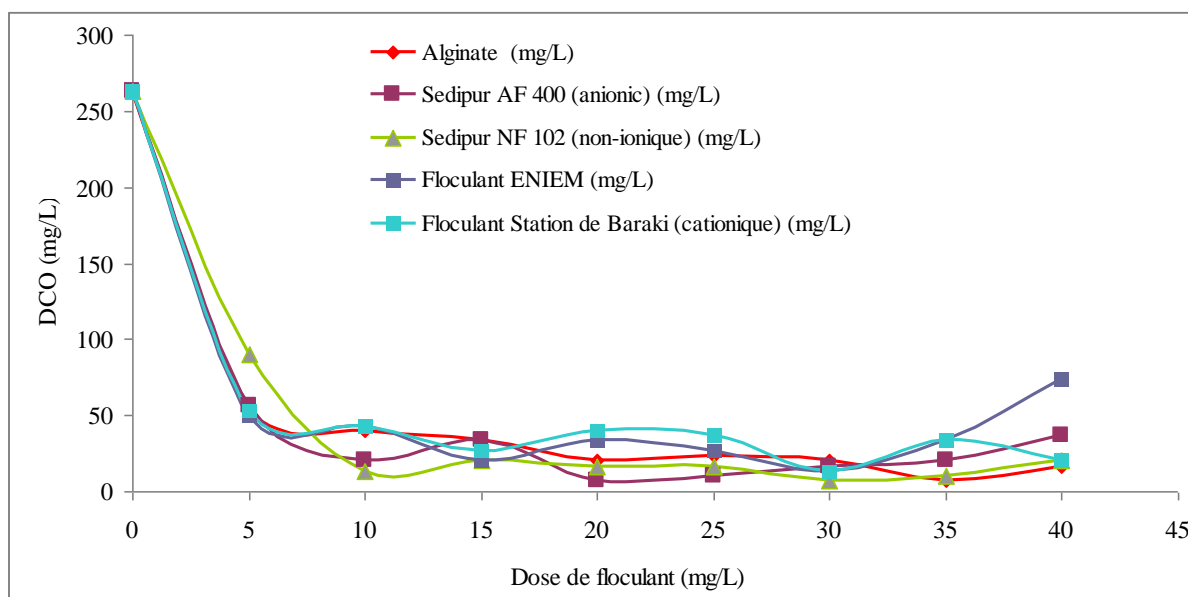


Figure III.13 : Effet de la dose des floculants sur l'abattement de la DCO en présence du coagulant FeCl_3 .

De la figure III.13, on constate que le meilleur abattement de la DCO ($6,66 \text{ mgd}'\text{O}_2/\text{L}$) est obtenu avec les trois floculants : Alginate, Sedipur NF 400 et Sedipur AF 102 et cela à des doses égales à 35, 20 et 30 $\text{mgd}'\text{O}_2/\text{L}$ respectivement.

On remarque aussi qu'avec une dose de 30 mg/L de polymère utilisé à l'ENIEM, la DCO est égale à $13,33 \text{ mgd}'\text{O}_2/\text{L}$. Avec le polymère utilisé à la station Baraki la dose 40 mg/L donne un abattement de la DCO égale à $20 \text{ mgd}'\text{O}_2/\text{L}$.

Nous avons déterminé aussi la concentration du nickel après traitement pour les doses optimales des différents floculants utilisés. Dans tous les cas de figure, le taux d'abattement de cet élément avoisine les 99%, mais la concentration résiduelle dépasse la norme de rejet qui est de 0,5 mg/L (voir tableau III.2).

Tableau III.2 : Concentration résiduelle du nickel après traitement par coagulation-floculation

	Alginate	Sedipur NF 400	Sedipur AF 102	Floculant ENIEM	Floculant de Baraki
FeCl_3	1,6 (mg/L)	0,7 (mg/L)	0,5 (mg/L)	2,1(mg/L)	1,2 (mg/L)

b) Avec le coagulant $Al_2(SO_4)_3$:

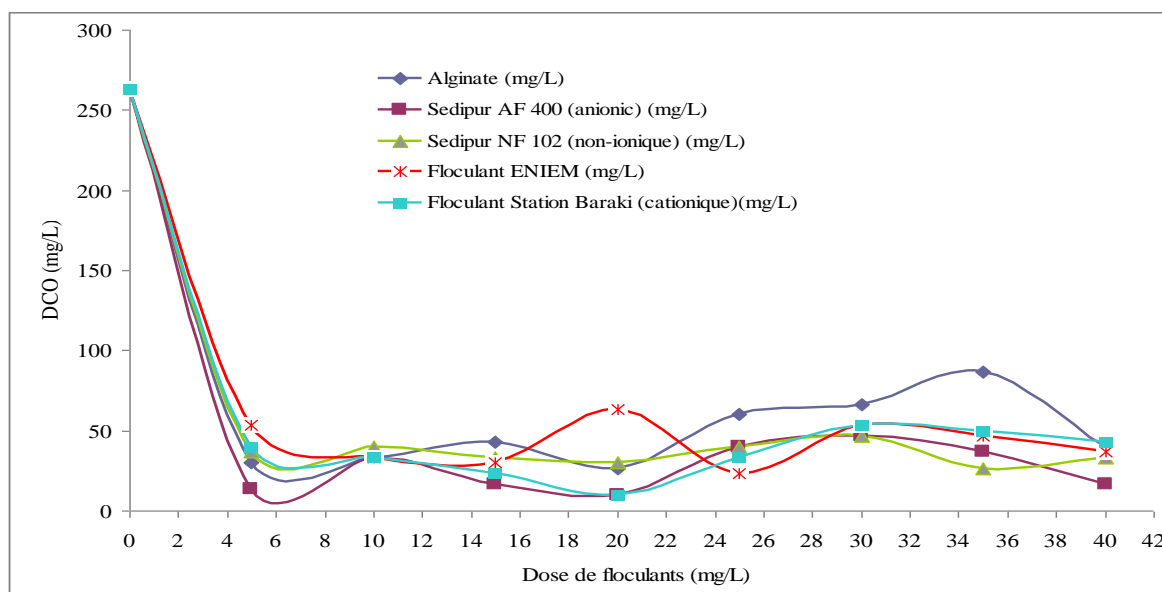


Figure III.14 : Effet de la dose des flocculants sur l'abattement de la DCO en présence du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

Les résultats de cette figure montre qu'une diminution très notable de la DCO (10mg d' O_2/L) après traitement pour une concentration de 20mg/L dans le cas de deux flocculant : sedipur AF 400 et celui utilisé à la station de Baraki. Autrement dit ces deux derniers favorisent une bonne formation des floccs en présence de coagulant $Al_2(SO_4)_3$.

Alors que pour les trois autres flocculants, la valeur de la DCO après traitement est de l'ordre de 25 mg d' O_2/L).

Même dans ce cas nous avons déterminé aussi les concentrations résiduelle du nickel pour tous les flocculants, les résultats obtenus nous indiquent que le traitement était efficace vu les différents concentrations obtenus sont en dessous de la norme : Alginate (0,5 mg/L), Sedipur NF400 (0,6 mg/L), Sedipur AF102 (0,2 mg/L), floculant ENIEM (0,4 mg/L), floculant de Baraki (0,5 mg/L).

III.3.6. Comparaison de l'efficacité des deux coagulants :

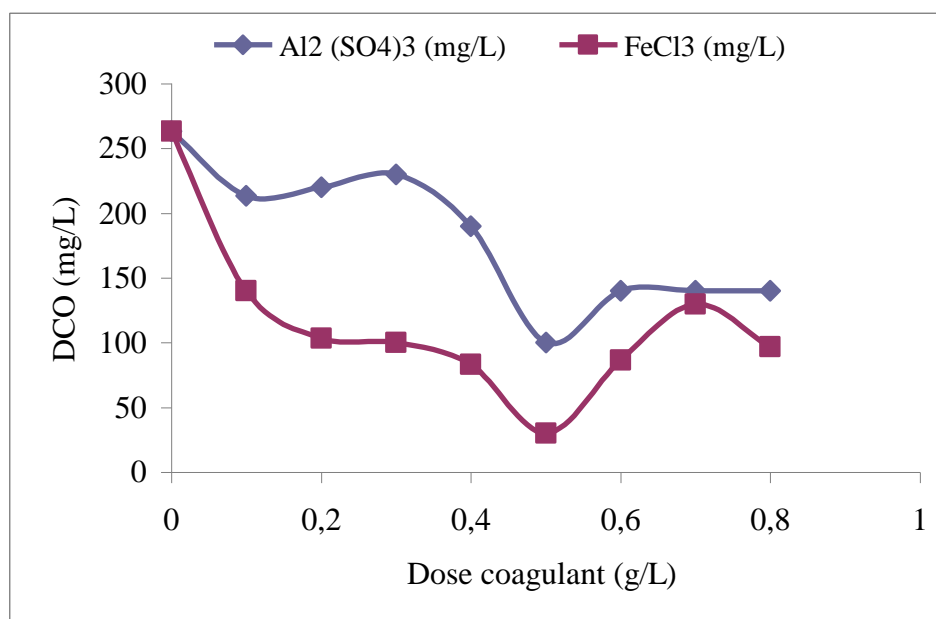


Figure III.15 : abatement de la DCO en présence des deux coagulants

Le tracé de la DCO en fonction des concentrations du sulfate d'aluminium et de chlorure ferrique (figure III.15) a permis d'obtenir des courbes passant par un maximum correspondant à la valeur optimale de coagulant (0,5mg/L) nécessaire pour une bonne déstabilisation des particules colloïdales présentes dans l'eau. Cependant le meilleur abatement pour un rejet de nature minérale est obtenu en utilisant le coagulant FeCl_3 .

Vu la toxicité que présentent les différents métaux lourds contenus dans notre rejet, il nous a paru utile de doser quelques métaux (selon la disponibilité du matériel et des réactifs) après l'étape de la coagulation.

Les résultats obtenus nous montrent qu'effectivement, nous obtenons un abatement de 96% pour le phosphore en présence de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, alors qu'il est de 99% en utilisant le chlorure ferrique comme coagulant. Nous remarquons aussi un abatement supérieur à 99% pour le nickel et ce en présence des deux coagulants.

Quant à l'élément fer, nous constatons une légère augmentation de sa concentration dans le cas du traitement par chlorure ferrique ce qui est tout à fait logique.

Tableau III.3 : Analyse des échantillons après traitements

	Phosphate (mg/)	Fer (mg/l)	Nickel (mg/L)
Echantillon ENIEM	385,63	1.82	935.55
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (0,5g/l)	15	0.82	0.91
FeCl_3 (0,5g/l)	3.33	5.64	2.1

III.3.7. Comparaison de l'efficacité des différents flocculants utilisés :

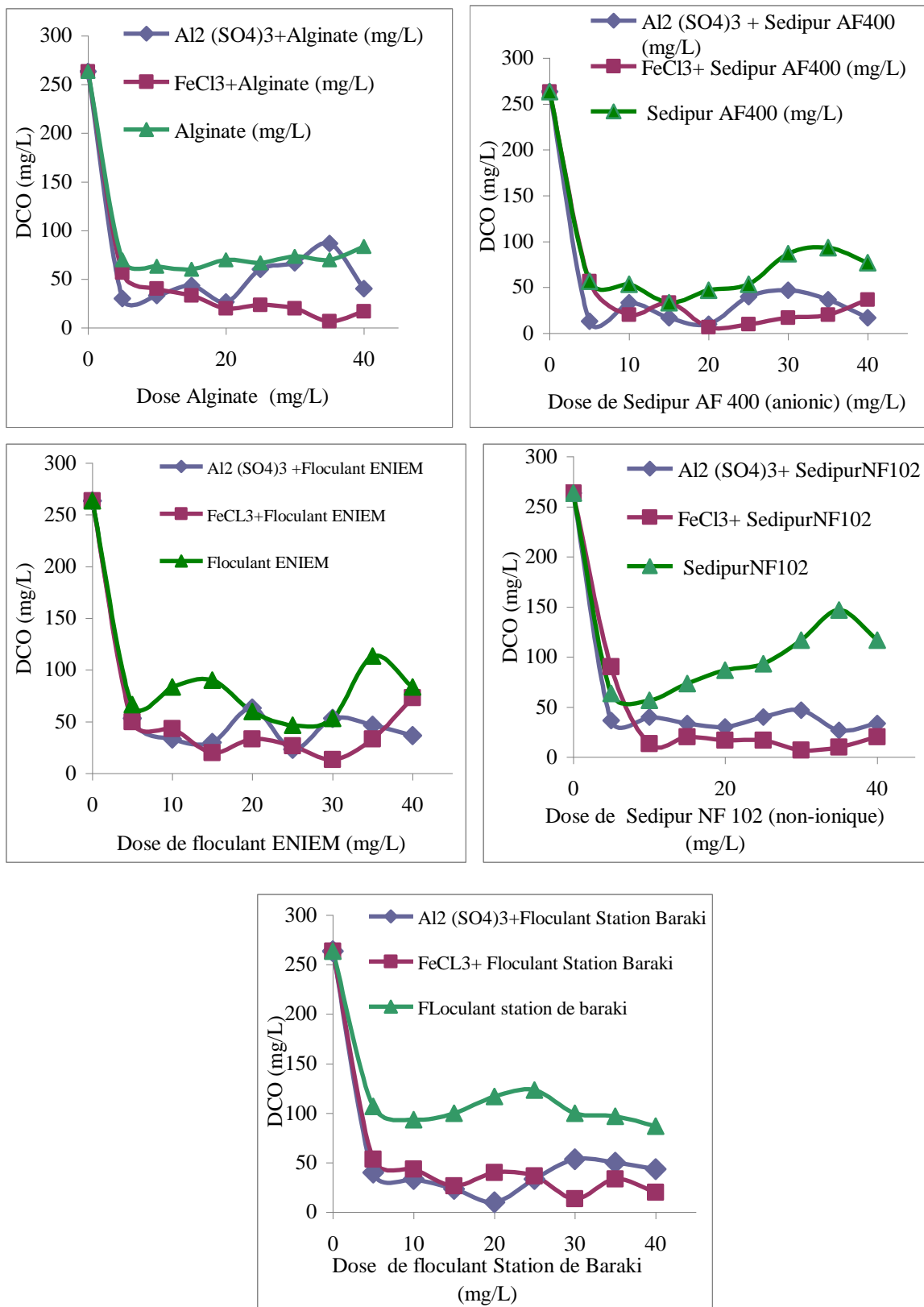


Figure III.16 : Effet des différents flocculants dans l'étape de la floculation et la coagulation-floculation en présence des deux coagulants

D'après la figure III.16, nous constatons que l'utilisation des flocculants seuls dans le traitement des eaux chargées en métaux n'est pas aussi efficace que lorsque qu'ils sont utilisée comme aide coagulant (étape de la coagulation floculation) surtout pour le flocculant Sedipur NF102 et celui utilisé dans la station de Baraki.

Conclusion générale

Le processus de coagulation-floculation a donné ses preuves pour pallier à la pollution des milieux naturels et spécifiquement les eaux résiduaires issues des industries. Le challenge actuel étant, de sélectionner des flocculants et des coagulants naturels, locaux et efficaces, et de trouver les conditions optimales pour cette fonction.

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium et/ ou chlorure ferrique, des MES, les métaux et des colloïdes existants dans l'eau traitée de la station d'épuration de l'ENIEM.

Les eaux usées de la station d'épuration de l'ENIEM sont polluées notamment en matière organique (colloïdes) avec une DCO de 263,32mg/L et en matières en suspensions (MES 1500 mg/L) et essentiellement les métaux (231 mg/L de chrome total, 935.55mg/l Nickel).

➤ La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. La concentration optimale du coagulant (chlorure ferreux) qui donne la meilleure élimination de la DCO dans le cas de l'effluent traité, est de 0,5 mg/l. Une surdose du polymère produit inévitablement une déstabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de changer la charge de surface.

➤ 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 optimale du pH qui donne une bonne qualité d'eau traitée est de 7,1 pour chlorure ferreux, et de 6,2 pour le sulfate d'aluminium.

➤ La détermination de la concentration du flocculant est aussi importante pour l'agglomération des particules colloïdes. La concentration du flocculant anionique sedipurAF400 qui donne un meilleur abattement de la DCO est égale à 15mg/L suivi du flocculant utilisé à la station d'épuration de l'ENIEM avec une dose de 25mg/L.

➤ Par contre, le polymère non-anionique sedipurNF102 donne un meilleur rendement de la DCO à une dose de 10mg/L suivi de l'alginate segma avec une dose de 15mg/L et en fin le polymère cationique utilisé à la station de traitement de Baraki illustre un meilleur abattement de la DCO à une concentration de 40mg/L. D'après ces interprétation on conclut que le

polymère anionique est plus efficace que les autres flocculants utilisés dans le processus de floculation.

- La combinaison entre les coagulants et les flocculants a montré que :
 - Les deux flocculants (sedipurAF400 et celui utilisé à la station de Baraki) en présence du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ donne une élimination maximale de la DCO à une concentration de 20mg/L.
 - Par contre, pour le flocculant utilisé à l'ENIEM présente un abattement de la DCO meilleur que celui obtenu par les deux flocculants : sedipurNF102 et alginate, avec le coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.
 - Le chlorure ferrique avec les trois flocculants sedipurAF400, sedipurNF102 et alginate donne un meilleur abattement de la DCO mais à des concentrations différentes qui sont respectivement 20, 30 et 35mg/L.
 - Par contre, pour les deux flocculants utilisés dans les deux stations d'épuration de Baraki et de l'ENIEM l'abattement de la DCO est important à une concentration de 30mg/L avec le coagulant FeCl_3 .

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

- Les premiers essais de traitement montrent que l'emploi de sulfate d'aluminium seul comme coagulant ne donne pas de valeurs remarquables. Alors que pour le chlorure ferrique, il est très efficace.
- L'utilisation de sedipurAF400 dans le processus de floculation fournit des meilleurs résultats par rapport aux quatre autres flocculants.
- Le flocculant naturel alginate de sodium qui n'a jamais été utilisé dans les traitements des rejets contaminés par les métaux a pu concurrencer les deux polymères synthétiques (sedipurAF400, sedipurNF102) qui sont assez toxiques.
- Le traitement de rejet de l'ENIEM par coagulation–floculation au chlorure ferrique est plus efficace que celui avec le sulfate d'aluminium.
- Le coagulant chlorure ferrique donne un meilleur abattement de la DCO avec le flocculant sedipurAF400, mais il donne des résultats moins satisfaisants avec les autres flocculants. Le coagulant sulfate d'aluminium donne de bons résultats avec les flocculants qui sont moins efficaces que ceux avec chlorure ferrique.

En conclusion, les meilleurs abattements de la DCO de l'effluent par procédé de coagulation–floculation sont très intéressants par rapport aux résultats obtenus par la coagulation seule ou la floculation seule.

Le présent travail prépare également le terrain pour plusieurs thématiques de recherches à différentes échelles. Également, il serait intéressant :

- D'améliorer le traitement par polymère naturel (alginate) tout en suivant non seulement la DCO mais aussi la concentration des métaux contenant dans le rejet au cours des différentes étapes de traitement;
- Utilisation des techniques de réduction des coûts comme la réutilisation des produits de réaction (Valorisation de la boue produite par le procédé coagulation-floculation);
- De tester l'alginate avec d'autre rejet;
- Cette étude pourrait être réalisée par le biais d'un plan d'expériences en raison du nombre important de paramètres à étudier et de la multitude de modalités possibles.

BIBLIOGRAPHIQUE

Abdelkader GAID, *épuration biologique des eaux usées urbaines tome.1*, office de publication Universitaire, Alger, 1984.

Alain BOTTA. Laurence BELLON. Pollution de l'eau et santé humaine. Laboratoire de biogénotoxicologie et mutagenèse environnementale. Université Euro-Méditerranée TEHYS. Avril 2001.

BOEGLIN (J.-C.). – Analyse des eaux résiduaires. Mesure de la pollution. P 4 200. Traité Analyse et Caractérisation (1997).

BOEGLIN (J.-C.). – Traitement biologique des eaux résiduaires J 3 942. Traité Génie des procédés (1998).

BOTTERO J.Y, LARTIGES B. Séparation liquide-solide par coagulation floculation: les coagulants/floculant, mécanismes d'agrégation, structure et densité des floes, Mines et carrières Industrie minérales Les Techniques, 1992, 37-44.

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.

CHELLE François et DELLALE Moustafa. Festival des sciences de la ville. Séminaire. France.2005.

CIDF Centre International De Formation. Principes généraux de traitement des eaux, Lyonnaise des Eaux, 2000.

C.L.Yang, process for the traitement of alcohol distillery wastewater, separation and purification technology 53 (2007) 135-140.

CONSEIL DE L'EUROPE . – Les défis pour la société européenne à l'aube de l'an 2000.

Protection et gestion des ressources en eau douce dans un cadre global d'aménagement du territoire. Aménagement du territoire européen, n°60, Council of Europe (2000).

Document de l'ENIEM.

DEGREMONT. Mémento technique de l'eau, Technique et documentation, tome 1, 1989, P : 5, 24,25.

Derjaguin, B. V. and Landau, D. *Acta. Physicochim.* URSS 1941. 733.

DESJARDINS.R, "Le traitement des eaux, 2eme édition revue de l'école polytechnique de Montréal, 1990.

Dickinson, E. and Eriksson, L. Particle flocculation by adsorbing polymers. *Advances in Colloid and Interface Science*, 34, (1991) 1-29.

D.M. Ruthven. *Principles of adsorption and adsorption processus.* John Wiley and Sons. 1984.

ECKENFELDER (W.W.).–*Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation. Technique d'épuration.* Technique et Documentation, Paris (1982).

Emilian Koller. *Traitement des pollutions industrielles: Eau, Air, Déchets, Sols, Boues.* DUNOD. PARIS. Avril 2004.

F. GALAF et S. GHANNAM. Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin. Mémoire d'ingénieur d'état. Université HASSAN II. RABAT. ROYAUME du MAROC. 2003.

GAID ABDELKADER « épuration biologique des eaux usées urbaines » ; tome 02; O.P.U.1984.

GAUJOUX (D.). – *La Pollution des milieux aquatiques.* Ed. Technique et Documentation Lavoisier (1993).

J -Pierre Bechac P B Mercier 1984. Traitement des eaux usées.

KEMMER F.N. Manuel de l'eau, Ed. NALCO, 1984.

Metcalf., Eddy., 2000, Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. 3ème édition. Éd. : McGraw-Hill. Madrid.

Satin MARC, Selmi BECHIR, Bourrier REGIS. *Guide technique de l'assainissement*, 2^{ème} édition, Paris 1999.

SEGHIRI R. Elimination des substances humiques extraites de l'eau de la retenue de Hammam-Ghrouz par coagulation-floculation avec le fer ferrique et les sels d'aluminium, Thèse de Magister, université de Constantine, 1996.

Société Dégrémont « Mémento technique de l'eau » ; tome 01 ; 9^{ème} édition.1989.

Société Dégrémont « Mémento technique de l'eau » ; tome 02 ; 9^{ème} édition.1989.

TARDAT-HENRY M, BEAURY J.P. Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile INC, Canada, 1984.

THEBAULT P. Elimination des matières organiques et des micropolluants contenus dans les eaux de surface : Rôle et efficacité des coagulants, Thèse de docteur-Ingénieur, I.N.P.L ,1978.

W.W.ECKENFELDER « gestion des eaux usées urbaines et industrielles » ; LAVOISIER.

I. DOSAGE DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO)

Standard méthodes (APHA, 1985)

❖ Appareillage

- Un photomètre UV visible, pour travailler à 600nm.

❖ Réactif de digestion

1. Dissoudre 10.21g de $K_2Cr_2O_7$, préalablement chauffé à 103°C pendant 2h, dans 500ml d'eau distillée.
2. Ajouter 167ml de H_2SO_4 concentré + 33.3 $HgSO_4$, dissoudre à température ambiante et diluer à 1000ml avec de l'eau distillée.

❖ Réactif d'acide sulfurique

- Ajouter Ag_2SO_4 à H_2SO_4 concentré avec un taux de 5.5g d' Ag_2SO_4 /kg H_2SO_4 .

❖ Mode opératoire

1. Prendre 1.5ml de réactif de digestion + 3.5ml de réactif d'acide sulfurique dans des tubes spécifiques, après le mélange les tubes doivent être immédiatement bien fermés afin d'éviter toute évaporation suite à un fort échauffement dû à une réaction exothermique.
2. Bien mélanger les tubes au vortex, et laisser les refroidir.
3. Mettre le bloc chauffant en marche à 148°C, jusqu'à ce que le voyant de chauffe (heating) s'allume.
4. Ajouter 2ml de l'échantillon à analyser pour le tube déjà préparé, fermer le tube et agiter.
5. Positionner les tubes dans le bloc chauffant préalablement préchauffé, régler le minuteur sur 120min.
6. Après minéralisation des tubes échantillons, le bloc s'arrête automatiquement de chauffer.
7. Sortir les tubes, les laisser refroidir, les agiter.
8. Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 600nm$.
9. La DCO de l'échantillon est déduite de la courbe d'étalonnage.

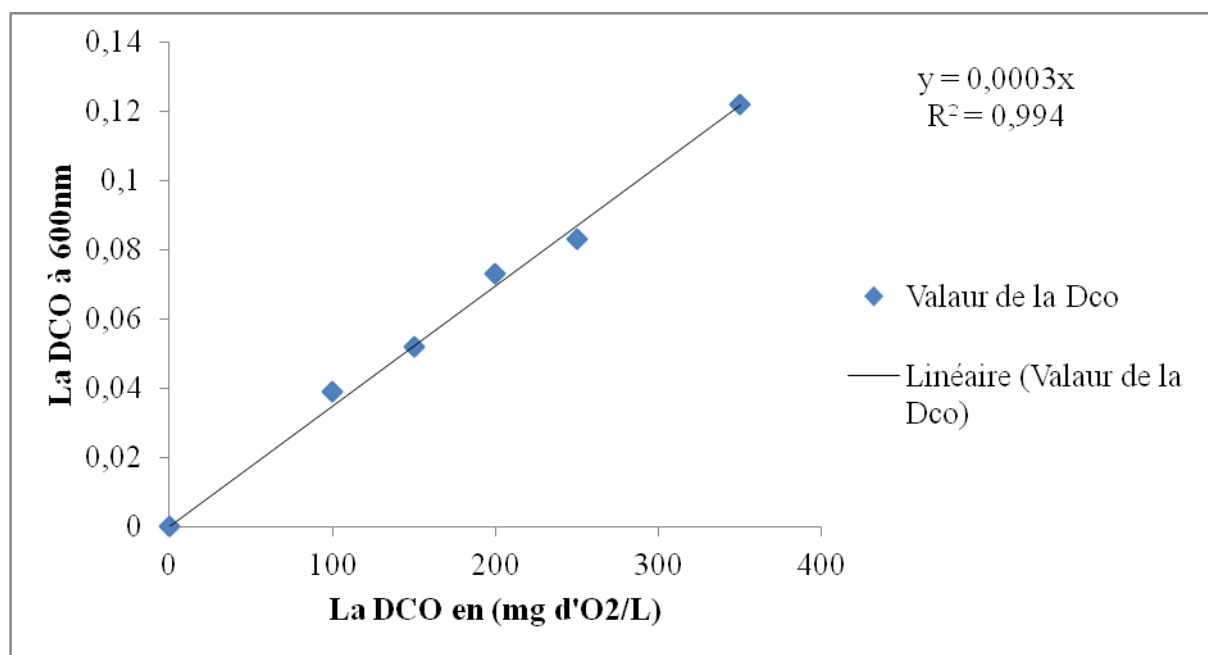


Figure 1 : Courbe d'étalonnage de la DCO