



## **COMPORTEMENT DE SUBSTANCES HUMIQUES DE L'EAU DU BARRAGE ZIT EL AMBA AU COURS DE LA COAGULATION-FLOCCULATION EN PRESENCE DE SULFATE D'ALUMINIUM ET DE CHARBON ACTIF**

### **BEHAVIOR OF HUMIC SUBSTANCES FROM ZIT EL AMBA DAM DURING COAGULATION-FLOCCULATION IN THE PRESENCE OF ALUMINIUM SULPHATE AND ACTIVATED CARBON**

*HARRAT N.<sup>1</sup>, ACHOUR S.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Département Sciences de la terre et de l'univers, Université de Batna.

<sup>2</sup> Laboratoire LARHYSS, Université de Biskra, Algérie

*harrat\_nabil@yahoo.fr*

#### **RESUME**

L'objectif de ce travail est d'optimiser l'élimination du matériel humique contenu dans l'eau de barrage Zit El Amba par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium seul puis combiné à un matériau adsorbant, le charbon actif en poudre.

Après l'étude de la qualité physico-chimique des échantillons d'eau brute prélevée, les essais de jar test ont été menés par le suivi des paramètres organiques, de la turbidité, du pH et du TAC. Les rendements d'élimination des substances humiques ont abouti à des valeurs moyennes lorsque le sulfate d'aluminium a été utilisé seul. Lorsque le coagulant a été combiné au charbon actif en poudre, l'élimination a été nettement améliorée.

Les mécanismes d'élimination du matériel humique aquatique peuvent être complexes car ces substances peuvent faire l'objet de nombreuses interactions avec des substances minérales ou organiques aussi bien sous forme dissoute que sous forme colloïdale.

**Mots clés :** Eau de barrage, substances humiques, coagulation-floculation, sulfate d'aluminium, charbon actif, mécanismes.

## **ABSTRACT**

The aim of this work is to optimize the elimination of humic matter in dam water Zit El Amba by coagulation-flocculation. The reagents used are the only aluminium sulphate and then coupled with an adsorbent material, powdered activated carbon.

After studying the physicochemical quality of collected raw water samples, jar test trials were conducted by monitoring organic parameters, turbidity, pH and TAC. The removal efficiencies of humic substances were not very significant when the aluminium sulphate was used alone. When the coagulant was combined with powdered activated carbon, removal was significantly improved.

The removal mechanisms of aquatic humic material can be complex because they may be subject to numerous interactions with inorganic or organic substances in dissolved and colloidal form.

**Keywords:** Dam water, humic substances, coagulation-flocculation, aluminium sulphate, activated carbon, mechanisms.

## **INTRODUCTION**

Les eaux de surface sont souvent disponibles en plus grande quantité que les eaux souterraines mais elles sont aussi plus vulnérables aux sources de pollution naturelles et anthropiques. Cependant, à l'heure actuelle, la majorité des grandes agglomérations s'alimentent grâce à la mobilisation d'eaux superficielles qui sont ensuite potabilisées par des traitements pour la plupart conventionnels.

La chaîne de traitement conventionnelle comprend généralement les sept étapes suivantes : dégrillage, coagulation, floculation, décantation, filtration sur lit de sable, désinfection et ajustement de pH. Cette chaîne de traitement a été conçue à la base pour la réduction de la turbidité et l'inactivation des microorganismes pathogènes (Desjardins, 1997). L'enlèvement de la matière organique naturelle (MON) est devenu depuis plusieurs décennies un enjeu important du traitement de l'eau potable (Degrémont, 2005). Les procédés conventionnels et notamment ceux intervenant dans la phase de clarification ne permettent pas toujours un enlèvement optimal du carbone organique dissous (COD). Les pourcentages d'élimination peuvent toutefois atteindre 40 à 70% selon la nature de la MON, la qualité globale de l'eau et les installations spécifiques de la chaîne de traitement (Lefebvre et Croué, 1995 ; Legube, 1996 ; Dossier-Berne et al, 1996, Bouchard et al, 2000).

Les principaux problèmes engendrés par la présence de MON dans les eaux naturelles sont globalement la détérioration de la qualité organoleptique, un développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution et par suite aggravation de la corrosion, et aussi une consommation importante du chlore lors de la désinfection (Doré, 1989 ; Le Chevallier, 1990 ; Degremont, 2005). La formation de nombreux sous-produits de la désinfection génotoxiques est par ailleurs indiquée dans de nombreuses eaux distribuées (Santé Canada, 2006 ; USEPA, 2005)

Les eaux de surface algériennes traitées en station ont révélé que le traitement n'était pas toujours optimisé et aboutissait à des valeurs de la matière organique qui peuvent créer divers inconvénients après la désinfection finale (Achour, 1997 ; Achour et al, 2009 ; Harrat et Achour, 2011).

Les substances humiques, qui représentent les principaux précurseurs des composés organohalogénés toxiques, sont présentes dans les eaux de barrages de diverses régions de l'Algérie. Elles peuvent représenter une large fraction de la charge organique de ces eaux (Achour et Guergazi, 2002 ; Achour et al, 2009). Elles sont également caractérisées par leur aromaticité et la présence de fonctions acides hydroxyles et carboxyles dans leur structure et qui leur confèrent une réactivité importante au cours des procédés de traitement (Thurman, 1985 ; Legube et al, 1990 ; Lefebvre et Legube, 1990).

Après la description des principaux paramètres physico-chimiques des eaux brutes du barrage Zit El Amba, l'objectif de l'étude est de réaliser en laboratoire des essais de jar test visant à optimiser l'élimination de la MON contenue dans ces eaux. Le sulfate d'aluminium sera utilisé comme agent coagulant et le charbon actif en poudre comme adjuvant, en combinaison avec le sulfate d'aluminium.

## **QUELQUES DONNEES SUR LE BARRAGE DE ZIT EL AMBA**

Le site du barrage se trouve sur l'oued El Hammam dans la wilaya de Skikda au Nord-est de l'Algérie, la superficie du bassin versant de ce barrage est 485 km<sup>2</sup>.

Le barrage prend son nom au nom de l'agglomération de Zit El Amba qui se trouve sur le versant droite de la vallée en amont du barrage. Initialement le barrage Zit El Amba a été destiné à l'irrigation des périmètres situés en aval du barrage dans la vallée de l'oued Kebir-Ouest, mais depuis plusieurs années, il alimente la station de traitement d'Azzaba (Wilaya de Skikda) qui dessert plusieurs agglomérations en eau potable.

La figure 1 présente la localisation du barrage Zit El Amba et la station de traitement d'eau potable d'Azzaba.

La station de traitement des eaux potables d'Azzaba a été conçue pour une capacité de 300 l/s et mise en service en 2008. La chaîne de traitement des eaux arrivant du barrage de Zit El-Emba est constituée par des étapes de traitement selon un schéma classique (prétraitements avec préchloration, coagulation-floculation, décantation et filtration et désinfection finale).

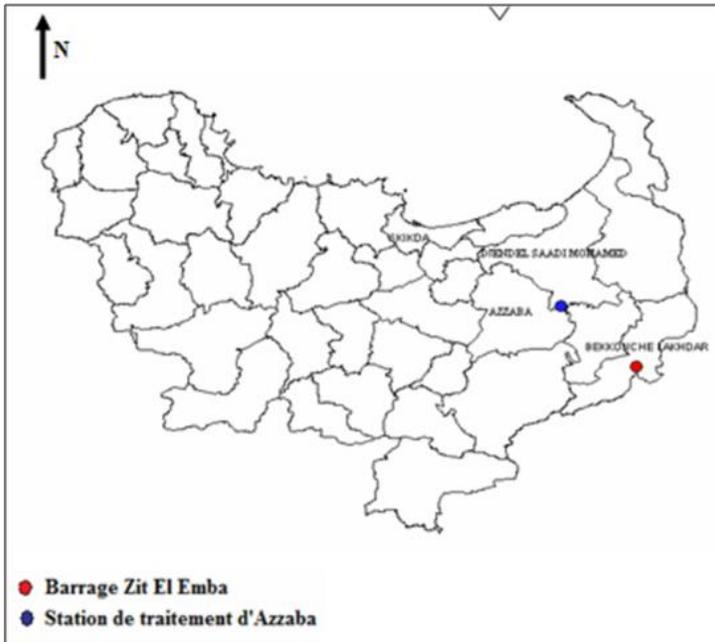


Figure 1 : Situation géographique du barrage de Zit El Amba

## PROCEDURE EXPERIMENTALE

Tous les essais ont été réalisés au niveau du laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface (LARHYSS) de l'université de Biskra.

## **Echantillonnage**

Les essais ont été effectués sur quatre prélèvements d'eaux brutes du barrage Zit El Amba au cours de la période allant de Janvier 2011 à Janvier 2012.

## **Méthodes d'analyse physico-chimique**

Les méthodes analytiques utilisées sont décrites par Rodier (2005) et Tardat-Henry (1984) ou dans les catalogues de l'appareillage utilisé.

Le dosage des substances humiques s'effectue par la méthode des ajouts dosés à une longueur d'onde de 254 nm sur un spectrophotomètre UV-Visible de type JENWAY 6405 UV/Vis. Les teneurs initiales en substance humiques sont évaluées grâce à des courbes d'étalonnage de l'absorbance en fonction des concentrations en mg/l de substance humique pour chaque eau.

La charge organique de chaque échantillon a été évaluée par la méthode de l'oxydabilité au permanganate de potassium ( $\text{KMnO}_4$ ) (Rodier, 2005), en milieu acide à chaud.

L'aromaticité de la matière organique a été évaluée par la mesure de l'absorbance en UV à 254 nm à l'aide d'un spectrophotomètre de marque (JENWAY 6405 UV/Vis) avec un trajet optique de 1 cm (cuve en quartz).

Le dosage de  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  a été effectué grâce à un photomètre du type «HANNA C100 Multiparametre ion specific meter».

Le dosage de l'élément  $\text{SO}_4^{2-}$  a été effectué sur un photomètre de type « Palintest Photometer 5000 ».

Les chlorures, l'alcalinité et la dureté ont été déterminés par volumétrie (Rodier, 2005)

Le sodium et le potassium ont été quantifiés par photométrie à émission de flamme (Jenway PEP 7).

## **Réactifs de traitement utilisés**

Le réactif coagulant utilisé est le sulfate d'aluminium ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$ ) pour lequel une solution mère de 10 g/l est préparée périodiquement dans de l'eau distillée.

Le matériau adsorbant utilisé, est un charbon actif en poudre (CAP), mésoporeux et de surface spécifique égale à 658 m<sup>2</sup>/g (Achour, 2001).

## **Description des essais de Jar Test**

### *Essais avec le coagulant seul*

Les échantillons d'eaux brutes enrichies avec des doses croissantes en coagulant sont soumis pendant 3 min à une agitation rapide de 200 tr/min ; c'est une phase brève pendant laquelle on procède à l'introduction du coagulant. La vitesse est par la suite réduite à 60 tr/min pour une durée 17 minutes. C'est une phase plus longue d'agitation lente pendant laquelle se produit la formation du floc. Le surnageant est récupéré après un temps de décantation de 30 minutes pour être filtré sous vide sur membrane de porosité 0,45 µm, le filtrat est ensuite dosé par analyse au spectrophotomètre.

Le rendement d'élimination des substances humiques est évalué par :

$$R\% = (C_0 - C_f / C_0) \times 100$$

C<sub>0</sub> et C<sub>f</sub> représentent respectivement les concentrations initiales et finales en composé organique exprimées en mg/l.

### *Essais de combinaison coagulant-adsorbant*

L'effet des adjuvants sur l'élimination des substances humiques sera réalisé à travers la combinaison de réactif adsorbant (CAP) et le coagulant. Les conditions d'agitation adoptées sont les mêmes que pour les essais de floculation par le sulfate d'aluminium seul.

## **RESULTATS ET DISCUSSION**

### **Aperçu sur la qualité physico-chimique des eaux du barrage Zit El Amba**

#### *Qualité minérale des eaux brutes étudiées*

Les résultats des analyses des paramètres minéraux des eaux étudiées sont présentés dans le tableau 1 suivante :

**Tableau 1 : Principaux paramètres de la qualité minérale des eaux testées**

<b>Paramètre</b>	<b>Valeur</b>
T (°C)	14,5 – 24,5
pH	7,32 – 8,29
Turb (NTU)	1,3 – 10,4
Cond (µS/cm)	605 - 702
TAC (°F)	15,8-19,6
TH (°F)	27-41
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	107,2-416,89
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	67-83
Na <sup>+</sup> (mg/l)	95,73
K <sup>+</sup> (mg/l)	2,2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	50,50
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,066
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	1,57
Mn <sup>2+</sup> (mg/l)	4,7
Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	0,16
Cu <sup>2+</sup> (mg/l)	0,06

La température des eaux de surface dépend du climat et des conditions atmosphériques (Rodier, 2005). Dans nos eaux, les fluctuations observées sont dues à l'influence des variations saisonnières en fonction de la période de prélèvement. Le pH est voisin de la neutralité, et nos résultats ont montré que les conductivités enregistrées correspondent à une minéralisation moyenne. Sa composition peut être due à la géologie des sols traversés mais aussi à la contamination par les rejets urbains et industriels. Les valeurs de la turbidité sont plus ou moins faibles et cela est due à la stagnation des eaux lors des prélèvements ; elles pourraient être essentiellement de nature organique (Harrat et Achour, 2011). Concernant l'alcalinité (TAC), elle est souvent bicarbonatée car le pH est inférieur 8,3. L'analyse des résultats montre des teneurs élevées en chlorures et sulfates. Ceci peut être expliqué par la géologie des terrains traversés ou par l'utilisation des pesticides dans l'agriculture ou par une

contamination directe par des rejets domestiques. Les phosphates pourraient être dus à des rejets industriels ou de l'utilisation des engrais phosphatés, de même que les nitrates. Leur présence dans l'eau à de fortes concentrations favorise le développement massif des algues (Rodier, 2005 ; Potelon et Zysman, 1992).

La présence d'éléments métalliques (fer, manganèse ou cuivre) peut être due soit à la nature des roches en contact avec l'eau ou à une pollution par des rejets industriels dans la région.

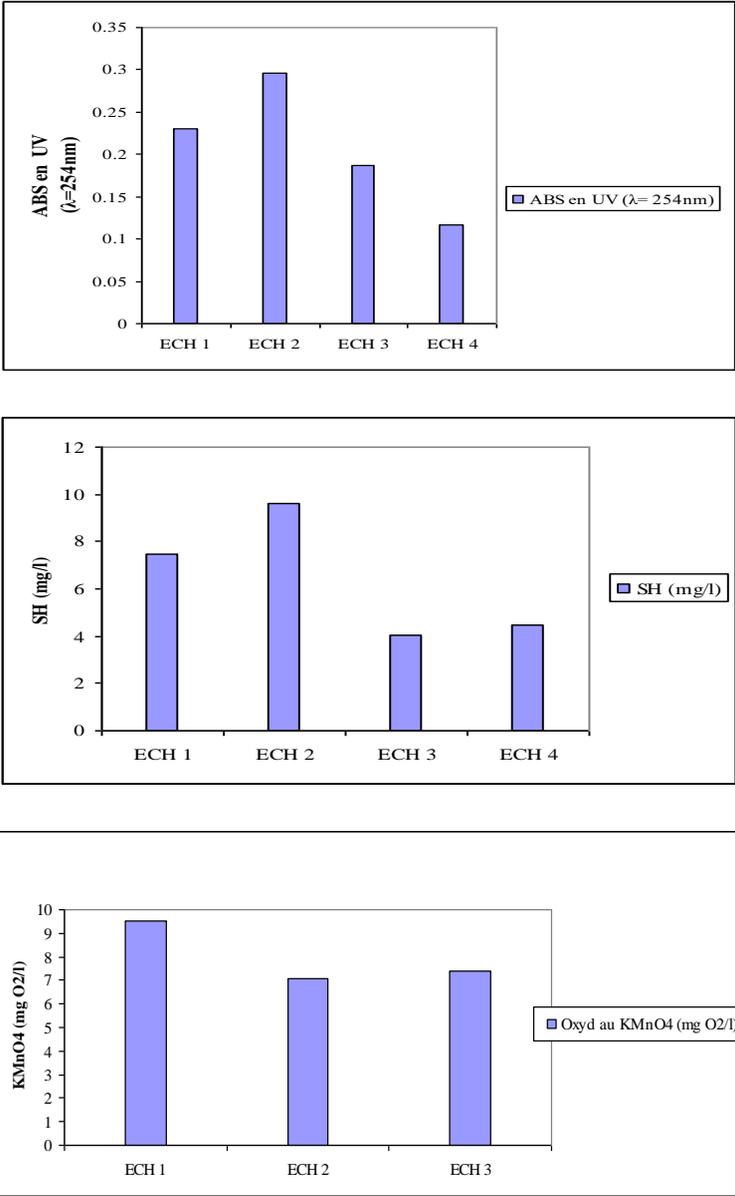
### ***Paramètres organiques et substances humiques dans les eaux du barrage***

La charge organique représentée par l'oxydabilité au  $\text{KMnO}_4$ , l'absorbance en UV et la teneur en substances humiques, apparaît comme non négligeable dans les 4 échantillons d'eau testés (Figure 2). Elle résulte de la pollution naturelle qui provient de la zone très boisée du site où se trouve le barrage et également d'une pollution exogène (rejets urbains et industriels, pratiques agricoles).

Des études antérieures (Achour et Moussaoui, 1993 ; Achour et al, 2009), réalisées sur plusieurs eaux de surface du nord et du Sud du pays, avaient montré que la matière organique était en grande partie non biodégradable, avec une proportion supérieure à 60% en matériel humique pour les eaux de barrage. Cependant, la matrice organique des eaux des barrages peut s'avérer plus complexe et comporter de nombreuses autres substances organiques non humiques naturelles ou d'origine anthropique.

Les valeurs obtenues de l'absorbance en Ultra Violet semblent indiquer que la proportion de composés organiques à structure aromatique par rapport à la charge organique globale serait non négligeable pour toutes les eaux étudiées. L'absorbance en UV est principalement due à la présence des substances humiques, notamment à leur structure polyphénolique. Ce type de composés organiques, fortement réactifs vis-à-vis du chlore (Doré, 1989), conduit à la formation de sous-produits potentiellement toxiques pour l'homme (Le Curieux et al, 1998).

*Comportement de substances humiques de l'eau du barrage Zit El Amba au cours de la coagulation-floculation en présence de sulfate d'aluminium et de charbon actif*



**Figure 2 : Paramètres organiques des échantillons d'eau du barrage Zit El Amba**

### Elimination des substances humiques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium

Au cours de nos essais, les quatre échantillons d'eau brute du barrage Zit El Amba sont coagulés avec des doses croissantes en sulfate d'aluminium pour des conditions d'agitation standard du Jar Test. Les paramètres SH, turbidité, pH et TAC sont suivis.

La figure 3 présente les résultats du suivi de la turbidité alors que la figure 4 montre l'évolution de la teneur des substances humiques pour les différents échantillons d'eau.

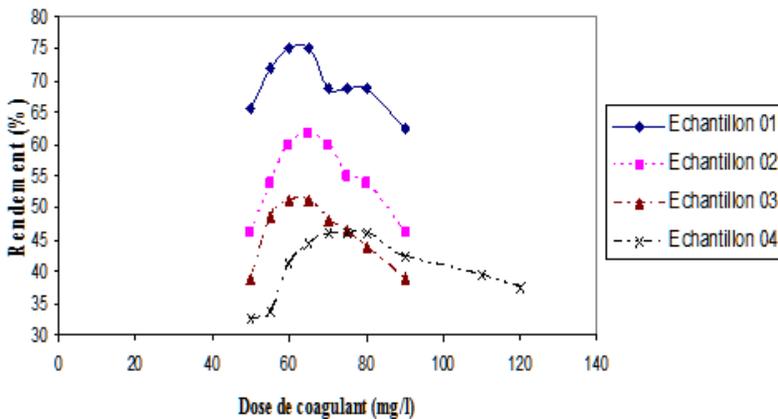
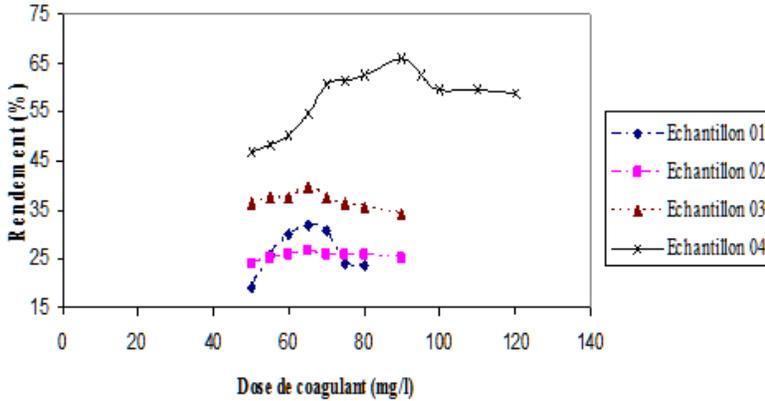


Figure 3 : Evolution de rendement d'élimination de la turbidité des eaux de Zit El Amba en fonction de la dose de coagulant.

Le barrage Zit El Amba est situé dans une région très boisée et ses eaux sont caractérisées par une turbidité moyenne à élevée. L'allure des courbes de la figure 3 montre que le pourcentage d'abattement de la turbidité augmente au fur et à mesure que la dose de coagulant augmente jusqu'à une dose optimale puis décroît. La diminution des rendements correspondent à une restabilisation de la fraction colloïdale de la turbidité. Les rendements obtenus sont variables en fonction de la qualité de l'eau brute mais sont appréciables et peuvent atteindre près de 80% d'élimination de la turbidité à l'optimum pour l'échantillon 4 qui a présenté la turbidité initiale la plus élevée. Les doses optima en coagulant sont assez proches pour les différents échantillons.

La figure 4 montre la variation des rendements d'élimination des substances humiques pour différentes doses de sulfate d'aluminium. Leur évolution ne montre pas un optimum très marqué indiquant qu'une partie importante de la matière organique naturelle est sous forme dissoute. Les rendements optima sont très moyens pour les 3 premiers échantillons et seul le quatrième atteint un rendement de l'ordre de 65% du fait d'une plus forte teneur initiale en SH.



**Figure 4 : Evolution de rendement d'élimination des substances humiques en fonction de la dose de coagulant.**

Le suivi du pH final des essais, accuse une diminution progressive au fur et à mesure que de la dose de coagulant augmente. Ce qui est prévisible du fait des réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium. A l'optimum, le pH final est dans une gamme de valeurs entre 6,5 et 8,5 et reste donc conforme aux normes de potabilité.

Les ions bicarbonates  $\text{HCO}_3^-$ , en plus de leur pouvoir tampon, favorisent la formation de l'hydroxyde d'aluminium (Doré, 1989 ; Rodier, 2005) et ceci est confirmé par la baisse du pH au cours des essais et celle du TAC.

L'évolution de rendement d'élimination de la matière organique indique que la restabilisation des particules formées n'est pas très évidente même au-delà de l'optimum et donc pour un excès de coagulant. Ceci s'explique par la présence de plusieurs mécanismes compétitifs entre les espèces hydrolysées de l'aluminium (soluble ou insoluble) et les SH. Toutefois, compte tenu du pH des eaux testées, la forme prédominante des espèces hydrolysées pourrait être essentielle la forme précipitée d'hydroxyde d'aluminium.

L'élimination de la matière organique notamment de type humique par les essais de coagulation floculation, peut être attribuable aux dimensions et poids molaires élevés des différentes fractions de ces substances (Achour et Guesbaya, 2005). Les propriétés se rapportant à la structure des SH facilitent leur élimination par formation, grossissement et sédimentation des floes.

Babcock et Singer (1979) soulignent que la coagulation des acides fulviques nécessite des doses plus importantes en coagulant que les acides humiques qui se caractérisent par des masses moléculaires plus élevées rendent plus rapide leur précipitation. La présence des quantités appréciables en calcium et en magnésium constitutifs de la dureté des eaux peut contribuer à l'amélioration de l'élimination de certains composés organiques (Jekel, 1986 ; Achour, 2001). Les ions calcium sont susceptibles d'inverser la charge négative des espèces hydrolysées de l'aluminium même à des pH basiques lorsque la force ionique du milieu est maintenue constante. De plus, la formation de complexe Ca-composé organique peut aboutir directement à la formation d'une forme insoluble pouvant précipiter.

### **Combinaison sulfate d'aluminium/charbon actif (CAP)**

L'effet de la présence d'un adjuvant est réalisé à travers la combinaison d'un matériau adsorbant et du coagulant (Sulfate d'aluminium). La dose de coagulant est constante et égale à l'optimum pour chaque échantillon d'eau alors que les teneurs en CAP sont croissantes.

Les résultats concernant l'évolution des SH et de la turbidité sont présentés sur les figures 5 et 6.

Les rendements d'élimination de la matière organique et de la turbidité atteignent, à dose optimale en sulfate d'aluminium, des valeurs importantes à des pH voisins de la neutralité. Le pourcentage d'abattement des SH (Figure 5) augmente progressivement avec l'augmentation de la dose de charbon actif utilisé. Des rendements appréciables sont obtenus (>90%) à des doses optimales en charbon actif (200 à 400 mg/l). Comparativement au rendement d'élimination des SH au sulfate d'aluminium seul, l'utilisation du charbon actif combiné à ce coagulant, améliore le rendement d'élimination. Cette amélioration peut être justifiée par un phénomène d'adsorption supplémentaire sur les sites du charbon actif en plus de l'adsorption sur les floes d'hydroxyde d'aluminium.

Comportement de substances humiques de l'eau du barrage Zit El Amba au cours de la coagulation-floculation en présence de sulfate d'aluminium et de charbon actif

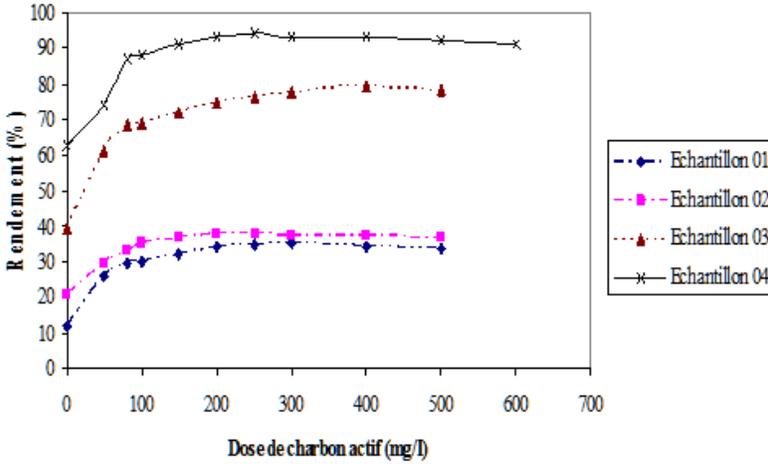


Figure 5 : Evolution de rendement d'élimination des substances humiques en fonction de la dose de charbon actif en poudre (CAP)

(01): $[Al_2(SO_4)_3]=65mg/l$ , (02): $[Al_2(SO_4)_3]=75mg/l$ ,  
 (03): $[Al_2(SO_4)_3]=65mg/l$ , (04) : $[Al_2(SO_4)_3]=90mg/l$

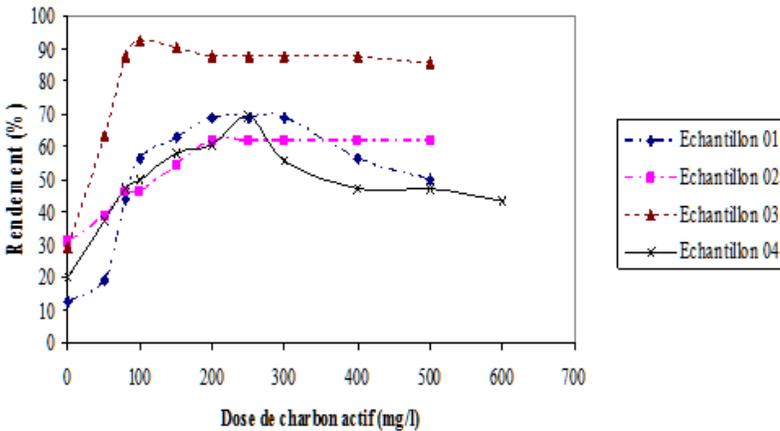


Figure 6 : Evolution du rendement d'élimination de la turbidité en fonction de la dose de charbon actif en poudre (CAP)

(01): $[Al_2(SO_4)_3]=65mg/l$ , (02): $[Al_2(SO_4)_3]=75mg/l$ ,  
 (03): $[Al_2(SO_4)_3]=65mg/l$ , (04) : $[Al_2(SO_4)_3]=90mg/l$

De plus et d'après les résultats illustrés, on peut observer que l'abattement de la MO de l'échantillon 04 est appréciable par rapport aux autres échantillons, et cela peut être dû à l'acidité du milieu de l'eau compte tenu de la dose plus grande de coagulant. Il y a donc lieu de penser que le pH peut présenter un paramètre fondamental dans la réaction de fixation de la MO sur le charbon actif.

Les résultats de la figure 6 montrent une nette amélioration de l'élimination de la turbidité et mettent bien en évidence l'intérêt d'incorporer du charbon actif en poudre au cours de l'étape de coagulation-floculation.

Quant aux substances humiques, leur aromaticité favorise leur réactivité en présence du charbon actif. En effet, la littérature précise que contrairement aux molécules organiques aliphatiques, les molécules aromatiques sont bien éliminées par rétention sur le charbon actif (Le Cloirec, 1985 ; Gaid et al., 1991). De même, l'étude d'adsorption des molécules organiques (phénol, paranitrophénol, acides benzoïque, salicylique et picrique) sur des charbons actifs bruts ou ayant subi des traitements, indique que les phénomènes d'adsorption sont essentiellement dus aux interactions de Van der Waals mis en évidence par leur aspect énergétique (Julien et Mazet, 1994).

Des études déjà réalisées par Randtke et Jespen (1982), ont signalé que l'adsorption de matière organique naturelle sur le charbon actif est promue par l'augmentation de la force ionique, notamment par la présence de cations bivalents particulièrement  $Ca^{2+}$ . La composante minérale dissoute dans les eaux naturelles peut influencer la quantité de la MON éliminée et donc le mécanisme des réactions (Achour, 2001).

## **CONCLUSION**

Notre travail a consisté en une étude expérimentale qui a présenté les résultats et la discussion des essais relatifs à l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation, floculation/adsorption sur les eaux de barrage de Zit El Amba. L'étude a débuté par la détermination des paramètres physico-chimiques de la qualité de ces eaux brutes en insistant sur la matière organique présente. Des essais d'optimisation en laboratoire de la coagulation-floculation avec le sulfate d'aluminium seul puis couplé au charbon actif en poudre ont été ensuite réalisés.

L'évolution de l'élimination de la matière organique ainsi que de la turbidité par le sulfate d'aluminium a montré que les doses de coagulant requises étaient

assez importantes et variables selon la qualité initiale de l'eau. Les résultats obtenus ont montré que la minéralisation de ces eaux pouvait notablement influencer sur le processus de coagulation floculation des composés organiques.

La coagulation-floculation a fait apparaître divers mécanismes, souvent complexes et dépendant fortement du pH de l'eau à traiter. Pour un meilleur abattement des polluants notamment organiques, l'optimisation de l'opération de traitement par l'utilisation d'un adjuvant s'est avérée indispensable.

L'utilisation d'un matériau adsorbant (CAP) comme adjuvant lors de l'étape de floculation a permis d'améliorer d'une manière significative les rendements d'élimination de la matière organique naturelle sous forme humique. Il en a été de même pour l'élimination de la turbidité des eaux.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- ACHOUR S. (1997). Optimisation des étapes de clarification au cours du traitement des eaux de surface algériennes, Tribune de l'eau (Cebedeau), 587, 3, 35-39.
- ACHOUR S. (2001). Incidence des procédés de chloration, de floculation et d'adsorption sur l'évolution de composés organiques et minéraux des eaux naturelles, Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences Hydrauliques, Université de Tizi-Ouzou, 231 p.
- ACHOUR S., GUERGAZI S. (2002). Incidence de la minéralisation des eaux algériennes sur la réactivité de composés organiques vis-à-vis du chlore, Rev. Sci. Eau, 15, 3, 649-668.
- ACHOUR S., GUERGAZI S., HARRAT N. (2009). Pollution organique des eaux de barrage de l'Est algérien et effet de la chloration. « L'état des ressources en eau au Maghreb en 2009 », Partie IV, Chapitre 14, Ed. UNESCO/ GEB-Environnement, Rabat, Maroc.
- ACHOUR S., GUESBAYA N. (2005). Coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques. Larhyss Journal, 04, 153-168.
- ACHOUR S., MOUSSAOUI K. (1993). La chloration des eaux de surface algériennes et son incidence sur la formation de composés organohalogénés. Environmental Technology, 14, 885-890.
- BABCOCK D.B., SINGER P.C. (1979). Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids, J. Am. Water. Wks. Ass., 71, 3, 149-152.
- BOUCHARD C., P. KOUADIO, D. ELLIS, M. RAHNI, R. LEBRUN (2000). Les procédés à membranes et leurs applications en production d'eau potable, Vecteur Environnement, 33,4, 28-38.

- DEGREMONT. (2005). *Mémento technique de l'eau*, 10ème Ed., Ed. Lavoisier, Paris, Tome 1, 575-581.
- DESJARDINS R. (1997). *Le traitement des eaux*. Edition de l'Ecole Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- DORE M. (1989). *Chimie des oxydants-Traitement des eaux*, Ed. Lavoisier, Paris.
- DOSSIER-BERNE F., MERLET N., CAUCHI B. et LEGUBE B. (1996). Evolution des acides aminés et de la matière organique dissoute dans une filière de production d'eau potable: Corrélation avec le carbone organique dissous biodégradable et le potentiel de demande en chlore à long terme, *Rev. Sci. Eau*, 1, 115 – 133.
- GAID K., LEMARCHAND D., MARTIN G., LAVERBER C. (1991). Adsorption de micropolluants sur charbon actif (essais d'interprétation). *Rev. Sci. Eau*, 1, 1, 38-44.
- HARRAT N., ACHOUR S.(2011). Qualité et réactivité des eaux de barrage de Zit El Amba alimentant la station de traitement d'Azzaba, *Courrier du Savoir Scientifique et Technique*, n°11, 113-117.
- JECKEL M. (1986). Interactions of humic acids and aluminum salts in flocculation process, *Wat. Res.*, 20, 1535-1542.
- JULIEN F., GUEROUX B., MAZET M. (1994). Comparaison de l'élimination de molécules organiques par coagulation-floculation et par adsorption sur floccs d'hydroxyde métallique préformés, *Wat. Res.*, 28, 12, 2567-2574.
- LE CHEVALLIER M. W. (1990). Coliform regrowth in drinking water: A review *J. AM. Water Works Assoc.*, 82 (11), 74-86.
- LE CLOIREC P. (1985). Etude des interactions soluté-charbon actif. Modélisation de réacteurs biotiques et abiotiques, Thèse de Doctorat en sciences physiques, Rennes.
- Le CURIEUX F., ERB F. et MARZIN D. (1998). Identification de composés génotoxiques dans les eaux de boisson. *Rev. Sci. Eau*, 11, 103-118.
- LEFEBVRE E., LEGUBE B. (1990). coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eaux de surface : Effet du pH et de la concentration en substances humiques, *Wat. Res.*, 24, 5, 591-606
- LEFEBVRE, E., CROUE, J.P. (1995). Modification de la matière organique lors des traitements conventionnels de potabilisation, *Rev. Sci. Eau.*, 8, 463-479.
- LEGUBE B. (1996). *Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable*. Guide Technique, Agence Loire et Bretagne, France.
- LEGUBE B., XIONG F., CROUE J.P., DORE M. (1990). etude sur les acides fulviques extraits d'eaux superficielles françaises (extraction, caractérisation et réactivité avec le chlore), *Rev. Sci.Eau*, 3, 399-424.
- POTELON J. E., ZYSMAN K. (1998). *Guide des analyses de l'eau potable*, Ed. « La lettre du cadre territoriale ». S.E.R.T. Dossier d'expert, France.

*Comportement de substances humiques de l'eau du barrage Zit El Amba au cours de la coagulation-floculation en présence de sulfate d'aluminium et de charbon actif*

- RANDTKE S.J., JESPEN C.P. (1982). Chemical pre-treatment for activated carbon adsorption, JAWWA, 73, 8, 411-419.
- RODIER J. (2005). L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, Ed. Dunod, 8ème Edition, Paris.
- SANTE CANADA (2006). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Document technique-Les Trihalométhanes. Santé Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 75p.
- TARDAT-HENRY M, BEAUDRY J. (1984). Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile, INC, Québec.
- USEPA (2005). Technologies and Costs. Document for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule and Final Stage 2. Disinfectants and Disinfection By-products Rule, Office of Water (4606-M) EPA 815-R- 05-013, Environmental Protection Agency, USA.