



## ELIMINATION DE L'ACIDE HUMIQUE PAR LA COMBINAISON SULFATE D'ALUMINIUM/BENTONITE ACTIVEE

### REMOVAL OF HUMIC ACID BY THE COMBINATION ALUMINIUM SULPHATE / ACTIVATED BENTONITE

REZEG A.<sup>1</sup>, ACHOUR S.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Département de Génie Civil et d'Hydraulique  
Faculté des Sciences et de Technologie, Université de Biskra, Algérie

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

*rezegassia@yahoo.fr*

#### RESUME

Ce travail présente l'élimination des substances humiques par la combinaison sulfate d'aluminium/ bentonite activée au cours de la coagulation-floculation dans des milieux de dilution de minéralisation variable. Différents paramètres réactionnels (pH, dose de réactif coagulant ou adsorbant, concentration initiale du composé organique, force ionique,...) ont été variés au cours des essais.

En eau distillée, l'utilisation du coagulant seul aboutit à un accroissement des rendements d'élimination et des doses de sulfate d'aluminium avec la concentration initiale des substances humiques. La combinaison du sulfate d'aluminium et de la bentonite activée a révélé qu'aux faibles doses en celle-ci, une meilleure élimination des SH est constatée lorsque le moment d'introduction du réactif adsorbant est effectué pendant l'agitation lente. Par ailleurs, à pH =7, lorsque la bentonite activée est introduite au cours de l'agitation rapide, l'évolution des courbes est très similaire à celle des essais de floculation en présence exclusivement du sulfate d'aluminium.

L'évolution des SH au cours des essais de combinaison dans les milieux minéralisés montre que les doses de bentonite activée requises sont plus élevées mais les rendements maxima sont moins importants qu'en eau distillée.

**Mots-clés :** Acide humique, coagulant, bentonite activée, combinaison, mécanismes

## ABSTRACT

This work presents removal of humic substances by the combination of aluminum sulphate/activated bentonite during coagulation-flocculation in waters with various mineralizations. Many reaction parameters (pH, coagulant or adsorbent dosage, initial concentration of humic acid, ionic strength...) were varied during trials. In distilled water, the use of the coagulant alone results in increased removal efficiencies and aluminum sulfate doses, with increasing initial concentration of humic substances. The combination of aluminum sulphate and activated bentonite revealed that at lower doses there is better removal of humic acid, especially when the adsorbent reagent is introduced during slow stirring.

Moreover, at pH = 7, when the activated bentonite is introduced during rapid stirring, the trend of the curves is very similar to that of the flocculation tests in the exclusive presence of aluminum sulphate.

The evolution of humic substances in the combination tests in mineralized media showed that the activated bentonite required doses are higher but the maximum yields are lower than in distilled water.

**Keywords:** Humic acid, coagulant, activated bentonite, combination, mechanisms

## INTRODUCTION

Les substances humiques constituent 25 à 50 % du carbone organique dissous (COD) des eaux de surface et parfois 90% dans certaines eaux très colorées. Ces substances ont la particularité de résister à la décomposition bactérienne et elles peuvent persister dans les eaux des centaines d'années (Thurman et Malcolm, 1983 ; Thurman, 1985). L'aspect le plus préoccupant de la présence de ces substances dans les eaux de surface résulte dans la formation de trihalométhanés (T.H.M.) ou d'acides haloacétiques (A.H.A.) aux propriétés foetotoxiques et cancérigènes démontrées (Mills et al., 1998 ; Korshin et al., 2002).

L'étape de coagulation-flocculation permet, par un processus physico-chimique, l'abattement des teneurs en matière organique. L'efficacité du procédé dépend du pH, du type et de la dose de coagulant ainsi que de la nature et de l'origine de la matière organique (Lefebvre, 1990 ; Achour et Guesbaya, 2005 ; Eikebrokk et al., 2006 ; Bacha et Achour, 2015 ; Hecini, 2016)

Le processus de coagulation-floculation met en jeu des mécanismes complexes dont l'intérêt a fait l'objet de nombreuses études. Les théories d'interaction les plus citées sont des réactions de complexation entre les formes hydrolysées solubles des métaux et la matière organique ainsi que des mécanismes d'adsorption qui peuvent intervenir par des réactions à la surface du précipité amorphe du coagulant (Wais Mossa et Mazet 1990 ; Rezeg et Achour, 2004 ; Rezeg et Achour, 2009). Les phénomènes d'adsorption interviennent donc lors de l'étape de coagulation-floculation et il est possible de tirer plein profit de ce processus par l'emploi d'adsorbants spécifiques (Kacha et al., 1997 ; Khelili et al., 2011).

L'objectif de cette étude est d'observer l'incidence d'un traitement combiné coagulation-floculation/adsorption sur l'élimination des substances humiques (SH) dissoutes dans des eaux de composition chimique variable (eau distillée et eaux de forage minéralisées). Le coagulant utilisé est le sulfate d'aluminium alors que l'adsorbant est une bentonite locale prélevée d'un gisement à Maghnia (Nord-Ouest algérien).

## **PROCEDURE EXPERIMENTALE**

### **Préparation des réactifs**

#### *Solutions de SH*

Les substances humiques testées sont de type acide humique dont les caractéristiques sont présentées dans le tableau 1. Pour chaque milieu de dilution, nous avons préparé une solution mère de 100 mg/l de substances humiques. Celle-ci a servi d'une part, dans la préparation des solutions étalons et d'autre part lors des essais en solutions synthétiques.

**Tableau 1 : Caractéristiques des substances humiques étudiées (Achour, 2001)**

	<b>C</b>	<b>H</b>	<b>N</b>	<b>O</b>	<b>Na</b>
Analyse élémentaire (%)	51.5	4.6	0.7	29.3	0.7
Fonctions carboxyles (meq.g <sup>-1</sup> SH)			3,4		
Fonctions hydroxyles (meq.g <sup>-1</sup> SH)			0,8		

#### *Préparation du coagulant*

Le réactif coagulant utilisé est le sulfate d'aluminium (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, 18H<sub>2</sub>O) pour lequel une solution mère de 10 g/l est préparée périodiquement dans de l'eau

distillée. Cette solution permet un ajout de faibles quantités pour les doses voulues de coagulant.

### **Matériau adsorbant**

Le matériau adsorbant utilisé est une bentonite de Maghnia riche en montmorillonite provenant du Nord-Ouest de l'Algérie. La bentonite de Maghnia est sodique, de pH légèrement acide. Les oxydes prédominants dans la structure sont  $\text{SiO}_2$  et  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (Seghairi et Achour, 2003).

L'activation de cette bentonite est réalisée au niveau du laboratoire LARHYSS selon un mode d'activation décrit par Seghairi et Achour (2003) et Youcef et Achour (2004). Ce produit est obtenu par traitement chimique à l'acide sulfurique de la bentonite brute de Maghnia. L'échantillon que nous avons utilisé est caractérisé par un temps d'activation d'une heure et un taux massique  $\text{H}_2\text{SO}_4$ /bentonite égal à 0,2.

### **Milieux de dilution**

L'eau distillée utilisée tout au long de notre étude possède une conductivité voisine de  $5 \mu\text{s}/\text{cm}$  et un pH compris entre 5,4 à 6,7. Les milieux aqueux de dilution minéralisés sont des eaux souterraines exemptes initialement de matière organique. Ces eaux sont une eau relativement minéralisée de la région de Drouh située au Nord-Est de la ville de Biskra et une autre eau fortement minéralisée provenant d'un forage situé à proximité de l'université de Biskra. Les principales caractéristiques physico-chimiques de ces eaux ont pu être déterminées au laboratoire LARHYSS (Université de Biskra) et sont présentées dans le tableau 2. Les déterminations analytiques ont été effectuées en accord avec les méthodes standard d'analyse (Rodier, 1996).

**Tableau 2 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux minéralisées de dilution**

Paramètres	Eaux de dilution	
	Eau Drouh	Eau Biskra
pH	8.09	7.95
TAC (°F)	19.2	22
TH (°F)	92	136
$\text{Ca}^{2+}$ (mg/l)	192	248
$\text{Mg}^{2+}$ (mg/l)	106	178
$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	600	970
$\text{Cl}^-$ (mg/l)	99,96	879,72
Conductivité (ms/cm)	0.92	2.71

### **Description des essais de floculation-adsorption**

Les essais de jar-test ont été réalisés sur un flocculateur à 6 agitateurs (Flocculateur Fisher 1198) avec une vitesse de rotation individuelle variant entre 0 et 200 tr/min. Cet appareil permet d'agiter simultanément le liquide contenu dans une série de béchers remplis chacun de 500 ml d'eau. Les conditions d'agitation adoptées sont :

- Une agitation rapide à 200tr/min durant 3 minutes
- Une agitation lente à 60tr/min durant 30 minutes

Le surnageant est récupéré puis centrifugé à 3000tr/min dans une centrifugeuse de marque "Hettich Zentrifugen Universal". Après une heure de centrifugation, les solutions sont analysées par spectrophotométrie.

L'acide humique est dosé en spectrophotométrie par mesure de l'absorbance réalisée sur un appareil UV-visible JENWAY 6405 UV/Vis, le trajet optique étant de 1 cm avec des cuves en quartz.

Les concentrations résiduelles des SH sont déterminées à partir des d'étalonnage qui sont établies pour chaque série d'essai et ceci dans les différents milieux de dilution. La longueur d'onde étant de 254 nm.

Le rendement d'élimination est défini par :  $R\% = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100$

$C_o$  représente la concentration initiale des SH et  $C_f$  la concentration résiduelle à la fin de l'essai.

$$m = \frac{\text{Dose de coagulant (mg/l)}}{\text{Concentration en SH (mg/l)}}$$

En eau distillée et au cours des essais de floculation, différentes concentrations initiales en SH ont été testées (2, 5, 7 et 10mg/l) puis les essais de floculation-adsorption sont effectués en utilisant pour coagulant le sulfate d'aluminium et comme adsorbant la bentonite activée. Les doses de coagulant sont adoptées selon un rapport massique ( $m$ ).

Ce rapport est défini par :

- La valeur de  $m$  a donc été choisie en tenant compte des réactions stœchiométriques mises en évidence au cours des essais de floculation par le sulfate d'aluminium. Ainsi, les SH sont traitées à pH = 7, selon un rapport massique inférieur ou égal à 2 ( $m = 0.5; 1; 2$ ).
- L'influence de la minéralisation dans l'essai de combinaison est étudiée en utilisant comme milieux de dilution de l'acide humique les eaux minéralisées de Biskra et Drouh (Conf Tableau 2).

## RESULTATS ET DISCUSSION

### Essais de floculation des SH en eau distillée

Chaque essai de jar-test est conduit sur des solutions synthétiques d'acide humique à différentes concentrations (2 à 10 mg/l) en eau distillée puis coagulées par des doses croissantes en sulfate d'aluminium. Notons que l'étude a été réalisée sur des solutions aqueuses à pH non ajusté ainsi qu'à pH égal à 7. Les résultats apparaissent sur la figure 1.

Nous pouvons observer que le pourcentage d'abattement des SH est appréciable aussi bien à pH non ajusté qu'à pH égal à 7 et il s'accroît, de même que la demande en coagulant, avec la teneur initiale en SH. Il y a lieu de remarquer, pour toutes les concentrations testées en SH, qu'il existe une dose optimale en sulfate d'aluminium à partir de laquelle le rendement se stabilise excepté à 2mg/l en SH (solution très diluée), où le pourcentage d'abattement se voit en diminution au-delà d'une dose de 6 mg/l en sulfate d'aluminium.

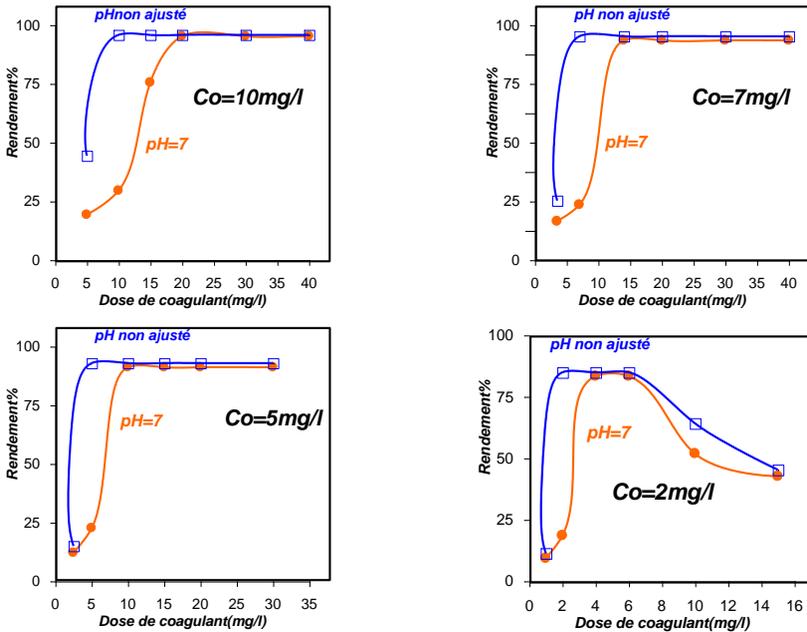
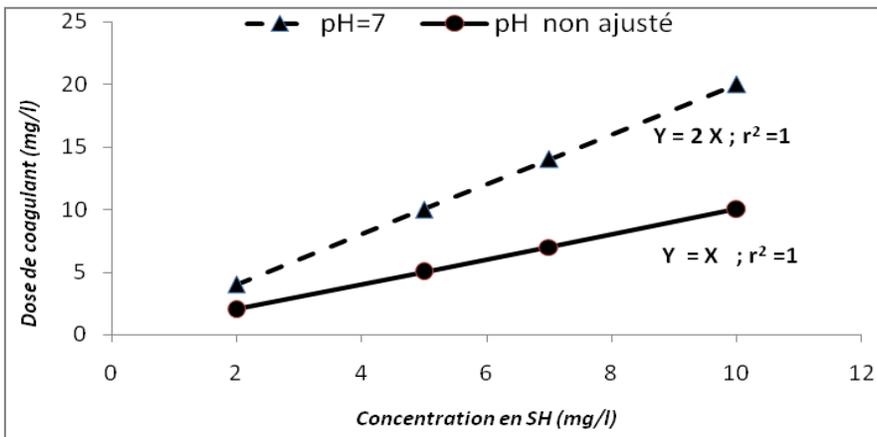


Figure 1 : Evolution des rendements d'élimination de l'acide humique en eau distillée en fonction de la dose de coagulant (pH=7 ; pH non ajusté)

Pour chaque concentration testée en SH, le processus d'élimination nécessite une dose optimale en coagulant. Conformément aux résultats de divers travaux (Lefebvre, 1990 ; Van Benschoten et Edzwald, 1990 ; Achour et Guesbaya, 2006 ; Bacha et Achour, 2015), nous avons pu vérifier que les SH sont coagulés selon un dosage stœchiométrique. L'ajustement des couples de valeurs (concentration en acide humique, dose optimale de coagulant) par la méthode des moindres carrés linéaires nous a permis d'aboutir aux modèles représentés sur la figure 2 qui énonce qu'au rendement optimum pour l'élimination de 1 mg en SH, la dose de coagulant nécessaire est de :

- 1mg à pH des solutions non ajusté initialement;
- 2mg à pH des solutions ajusté initialement à 7.



**Figure 2 : Relation entre les doses optima en coagulant et les teneurs initiales en acide humique en eau distillée (pH non ajusté ; pH=7)**

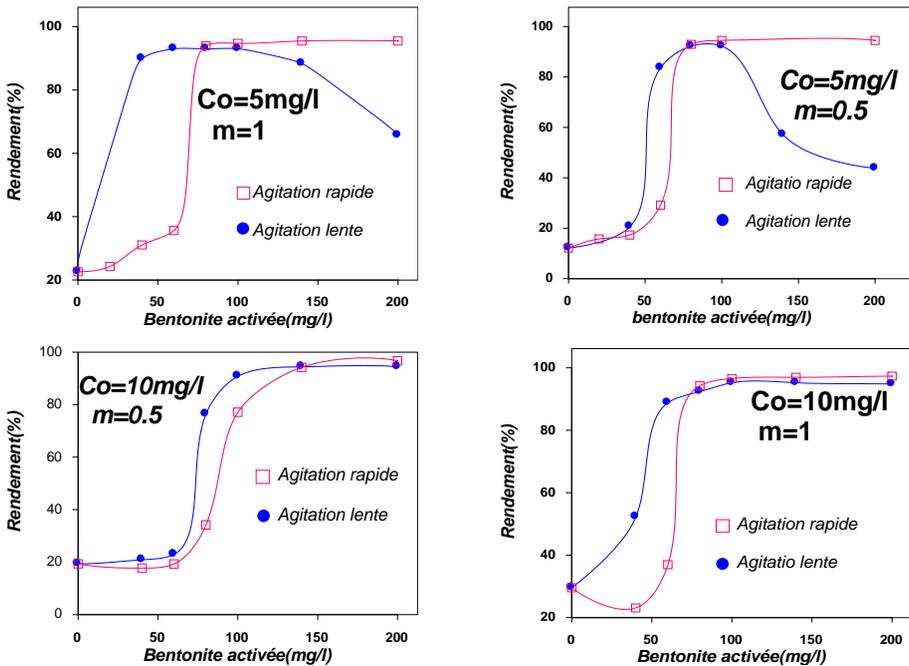
Le dosage stœchiométrique s'est révélé ainsi plus élevé à  $\text{pH} = 7$  qu'aux pH acides. De nombreux auteurs ont mentionné que de bons rendements d'élimination des SH peuvent être obtenus à pH voisin de la neutralité à condition d'employer des dosages beaucoup plus importants en coagulant (Van Benschoten et Edzwalds, 1990 ; Lefebvre, 1990 ; Bacha et Achour, 2015). Dans des conditions d'un pH plus élevé, les réactions d'hydrolyse de l'aluminium vers les formes  $\text{Al}(\text{OH})_3$  pourraient être favorisées aux dépens des réactions de complexation avec la matière organique. D'autre part, les ions  $\text{OH}^-$  du milieu et qui fixent le pH peuvent aussi être considérés comme des ligands pouvant complexer l'aluminium.

**Effet combiné du sulfate d'aluminium et de la bentonite activée en eau distillée**

***Influence de la concentration initiale de l'acide humique et des doses de réactifs***

Les solutions synthétiques des SH sont soumises à l'essai de jar-test d'une part en mélangeant les deux réactifs pendant l'agitation rapide et d'autre part en rajoutant le coagulant au cours de la phase rapide de l'agitation alors que la bentonite activée est introduite au début de la phase d'agitation lente. Notons que pour les deux cas les pH des essais sont ajustés à 7 pendant la phase rapide de l'agitation.

Le taux de coagulant adopté est largement inférieur aux doses optima ( $m < 2$ ). Ainsi, pour un rapport massique  $m=0.5$  et 1, deux concentrations en acide humique (5 et 10mg/l) ont été étudiées. Les résultats de tous ces essais sont représentés sur la figure 3.



**Figure 3 : Elimination de l'acide humique en eau distillée en présence du sulfate d'aluminium et la bentonite activée combinés pour des temps d'introduction différents.**

Lorsque la bentonite activée est introduite en même temps que le sulfate d'aluminium, les courbes illustrées présentent une évolution très similaire à celle observée au cours des essais de floculation en présence du seul coagulant (Conf. Figure 1). En effet, on observe un accroissement progressif des rendements avec l'augmentation de la bentonite activée jusqu'à une valeur optimale à partir de laquelle ces rendements se stabilisent.

Par ailleurs, quand la bentonite est rajoutée pendant l'agitation lente, une meilleure élimination des SH est constatée aux faibles doses de bentonite. Mais au-delà des doses optima, les rendements sont inférieurs à ceux obtenus dans le cas où l'argile est introduite en même temps que le coagulant, notamment pour la plus faible concentration en SH (5mg/l). Notons que le pH final des solutions est modifié par la bentonite activée quand celle-ci est rajoutée durant la phase d'agitation lente ; il diminue avec l'augmentation de la masse de bentonite activée. Le pH pourrait fortement influencer sur la capacité d'adsorption de l'argile du fait qu'il modifie la distribution de la charge en surface de la bentonite. Selon Youcef et Achour (2004), le maximum d'adsorption serait atteint pour des pH compris entre 3.5 et 6 dans le cas d'adsorbants riches en oxydes d'aluminium ou de fer. Ces groupements ionisables en surface constitueraient les sites d'échanges. D'autre part, dans les argiles alumino-silicatées, une augmentation de l'acidité favorise le relargage des ions aluminium et des ions silicates de la matrice argileuse (Lindsay, 1979) :



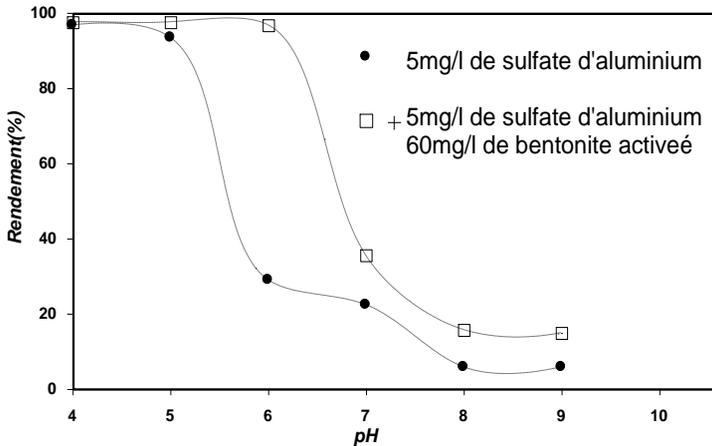
La formation d'un sel insoluble peut se produire entre les ions aluminium et la matière organique. Stumm et Morgan (1962) proposent ce type de mécanisme dans le cas de l'aluminium et de l'acide salicylique.

### ***Effet du pH***

Nous avons réalisé des essais de floculation-adsorption de l'acide humique (5mg/l) dans lesquels nous avons fait varier le pH des solutions de 4 à 9. Les essais sont réalisés en mélangeant 60 mg/l de bentonite activée avec 5mg/l en sulfate d'aluminium ( $m= 1$ ). Les réactifs sont introduits pendant la phase d'agitation rapide de l'essai. La figure 4 représente à la fois l'effet du pH dans le cas de la combinaison du coagulant et de la bentonite activée ainsi que l'effet du pH en présence du coagulant seul. Les courbes représentées montrent des allures similaires concernant l'évolution des rendements d'élimination des SH aussi bien en présence du coagulant seul que pour la combinaison sulfate d'aluminium/bentonite activée. Toutefois, la présence de bentonite activée a élargi la gamme optimale de pH (entre 4 et 6) par rapport à l'essai en présence du coagulant seul (pH entre 4 et 5).

Rappelons que nous avons pu observer qu'une élimination importante des SH pouvait être obtenue vers des pH plus élevés à condition d'employer des quantités plus importantes de coagulant (Conf. Figure 2). Dans nos conditions expérimentales, la bentonite activée aurait ainsi un effet similaire à celui du sulfate d'aluminium. La bentonite jouerait alors le rôle d'un adjuvant qui complète l'action du sulfate d'aluminium (coagulant).

Le traitement acide de la bentonite neutralise une partie de la charge négative de la surface de l'argile et devient chargée positivement (Gonzalez Pradas et al., 1994). L'activation acide permet donc l'apparition des sites positifs à la surface de l'argile, ce qui rend plus facile les interactions à la surface de l'argile chargée positivement et les fonctions acides dissociées de la matière organique telles que les SH. Ce mécanisme mettant en jeu des forces électrostatique a été envisagé par Greenland (1971).

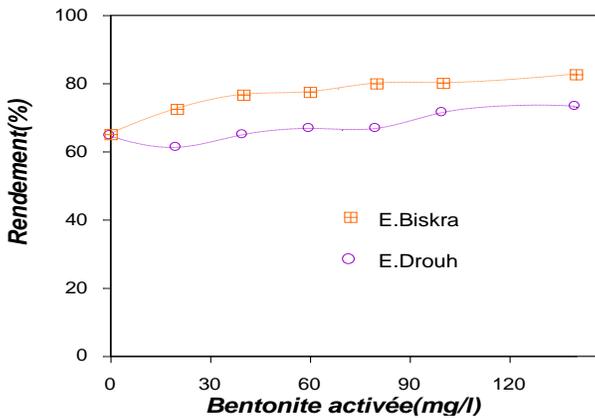


**Figure 4 : Effet du pH sur l'élimination de l'acide humique (5mg/l) en eau distillée**

En accord avec l'hypothèse sus-citée, l'augmentation des rendements par l'activation de la bentonite peut être justifiée par la formation de bentonite H<sup>+</sup>. Cette forme de bentonite résulterait de l'enlèvement de deux Al<sup>3+</sup> sur quatre de la couche centrale. Les ions Al<sup>3+</sup> restants passent alors sextuple à la coordination tétraédrique. Ces transformations laisseraient l'ensemble du treillis de la structure élémentaire avec une charge négative qui serait immédiatement compensée par H<sup>+</sup>. Ce dernier confère le caractère acide aux argiles activées et fait croître considérablement leur activité (Glaeser, 1946 ; Seghairi et Achour, 2003).

**Essais d'élimination des SH en eaux minéralisées par la combinaison sulfate d'aluminium/bentonite activée**

Les essais de combinaison des SH (5mg/l) dissoutes dans les eaux minéralisées (Drouh et Biskra) sont réalisés en mélangeant le sulfate d'aluminium avec la bentonite activée. Ces solutions sont coagulées par une dose fixe en sulfate d'aluminium (10mg/l) combiné à des quantités croissantes en réactifs adsorbants. Les résultats obtenus apparaissent sur la figure 5. Le tableau 3 récapitule les résultats optima des rendements dans les différents milieux de dilution.



**Figure 5 : Elimination de l'acide humique (5mg/l) en eaux minéralisées par combinaison sulfate d'aluminium/bentonite activée ; Dose du sulfate d'aluminium=10mg/l**

**Tableau 3 : Résultats optima d'élimination de l'acide humique (5mg/l) dans des eaux de minéralisation variable**

	Eau distillée $pH_{initial} = 5,64$	Eau Drouh $pH_{initial} 8,23$	Eau Biskra $pH_{initial} =8,20$
Dose optimale du sulfate d'aluminium (mg/l)	<b>10</b>		
Dose optimale de la bentonite activée (mg/l)	40	140	<b>140</b>
Rendement (%)	<b>95,97</b>	<b>73,15</b>	<b>82,65</b>

Comparés aux résultats en eau distillée, nous pouvons constater que la minéralisation des milieux de dilution semble modifier l'élimination des SH par la combinaison d'un réactif coagulant et d'un matériau adsorbant. L'évolution des SH au cours des essais de combinaison dans les milieux minéralisés montre que les doses de bentonite activée requises en ces milieux sont beaucoup plus

importantes. Les rendements maxima qui sont atteints pour 140 mg/l de bentonite activée en eaux minéralisées sont nettement en dessous de ceux obtenus en eau distillée pour une dose de bentonite très inférieure, soit 40 mg/l. Nous pouvons également constater que l'eau la plus minéralisée de Biskra (2.71ms/cm) présente de meilleurs rendements comparativement à l'eau de Drouh (0.92 ms/cm). Ceci permet de supposer que les mécanismes d'élimination de l'acide humique par l'effet combiné des deux réactifs peuvent être différents selon la composition chimique du milieu aqueux.

La variation du pH peut d'une part conditionner la spéciation et l'ionisation des réactifs et de l'acide humique.

D'autre part, l'efficacité d'élimination de la matière organique en eaux minéralisées serait étroitement liée à la présence de sels minéraux et leurs proportions relatives entre éléments promoteurs et inhibiteurs. Divers auteurs (Afoufou et al., 2007; Hecini et Achour, 2014 ; Rezeg et Achour, 2009) ont ainsi observé les effets individuels ou synergiques d'espèces minérales sur la floculation de la matière organique.

De nombreux auteurs font référence aux pontages cationiques dans les mécanismes d'adsorption de la matière organique naturelle sur les surfaces minérales (Parfitt et al., 1977 ; Jekel, 1986 ; Gu et al., 1994) Ainsi, le calcium et le magnésium, fonctionnant comme porteurs de charge positive, peuvent former un lien entre les sites d'adsorbant et les surfaces des particules chargées négativement (Hecini et Achour, 2014). Par ailleurs, d'autres constituants minéraux des eaux de dilution notamment, les chlorures et les sulfates peuvent entrer en compétition avec les composés organiques vis-à-vis de la complexation de l'aluminium (Hecini, 2016) ou à la surface de l'adsorbant (Khelili et al, 2011). La nature et les proportions en certains éléments minéraux pourraient influencer directement l'efficacité d'élimination de la matière organique.

## CONCLUSION

L'évolution de l'acide humique au cours des essais de floculation par le sulfate d'aluminium dans l'eau distillée a révélé que de bons rendements d'élimination aux doses optima en coagulant ont été observés aussi bien aux pH acides qu'à pH=7. Cependant, la demande en coagulant semble être plus importante à pH=7 qu'aux pH acides.

Au cours des essais de floculation-adsorption en eau distillée, le sulfate d'aluminium a été combiné, pour des doses inférieures aux optima ( $m=0.5$  et  $1$ ), successivement avec des quantités croissantes en bentonite activée. A pH neutre, les essais de combinaison ont montré une évolution des courbes très similaire à celle observée au cours des essais de floculation en présence du coagulant seul, particulièrement lorsque la bentonite active est introduite au moment de l'agitation rapide. Le traitement acide de la bentonite neutralise une partie de la charge négative de la surface de l'argile qui devient chargée positivement, ce qui rend plus facile les interactions avec les fonctions acides dissociées de la matière organique telles que les substances humiques. Lorsque le moment d'introduction du réactif adsorbant est effectué pendant l'agitation lente, la combinaison du sulfate d'aluminium et la bentonite activée a révélé qu'aux faibles doses en celle-ci, une meilleure élimination des SH est constatée. Le pH des suspensions argileuses rendu acide par introduction de la bentonite activée au moment de l'agitation lente, pourrait expliquer ces meilleurs rendements.

L'effet du pH de combinaison a montré que la présence de bentonite activée a élargi la gamme optimale de pH par rapport à l'essai en présence du coagulant seul.

En eaux minéralisées, l'élimination des SH au cours des essais de combinaison nécessite des doses plus importantes en bentonite activée. L'efficacité de la floculation-adsorption des SH en eaux minéralisées serait étroitement liée à la présence de sels minéraux et leurs proportions relatives entre éléments promoteurs et inhibiteurs de la coagulation.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- 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, Université de Tizi-ouzou, Algérie
- ACHOUR S., SEGHAIRI N. (2003), Possibilité de rétention de substances humiques par adsorption sur la bentonite, Larhyss Journal, 01, 129-138.
- 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., GUESBAYA N. (2006), Essais de floculation de substances humiques en milieux aqueux minéralisés, Larhyss Journal, 05, 171-178.

- AFOUFOU F., GUESBAYA N., ACHOUR S. (2007), Effet de la minéralisation des eaux naturelles sur l'élimination de composés organiques aromatiques par coagulation-floculation, *Courrier du Savoir Scientifique et Technique*, 8, 75-81, Université de Biskra, Algérie.
- BACHA N., ACHOUR S. (2015), Influence de paramètres réactionnels sur la stœchiométrie sulfate d'aluminium/matière organique naturelle en eau distillée, *Larhyss Journal*, 21, 141-148.
- EIKEBROKK B., JUHNA T., ØSTERHUS S. W. (2006), Water treatment by enhanced coagulation – Operational status and optimization issues, *Techneau*.
- GLAESER R., (1946). Effet du traitement acide sur la capacité d'échange de base des montmorillonites. *C.R.AC. Sci.*, 222.
- GONZALEZ-PRADAS E., VILAFRANCA-SANCHEZ M., SOCIAS-VICIANA M., GALLEGO CAMPO A. (1994), Adsorption of chlorophyll-a from acetone solution on natural and activated bentonite, *J.Chem.Tech.Biotechnol.*, 61, 175-178.
- GREENLAND D.J. (1971), Interactions between humic and fulvic acids and clays, *Soil Sci.*, 111, 1, 34-41.
- GU B., SCHMITT J., CHEN Z., LIANG L., MCCARTHY J.F. (1994), Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide. Mechanisms and models, *Environ.Sci. Technol.*, 28, 1, 38-46.
- HECINI L., ACHOUR S. (2014). Coagulation-floculation au sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et effet de sels de calcium et de magnésium, *Rev. Sci Eau*, 27, 3, p. 271-280
- HECINI L. (2016), Incidence de la coagulation-floculation des eaux sur l'élimination de la matière organique aromatique en présence de sels calciques, sulfatés et phosphatés. Thèse de Doctorat, Université de Biskra. Algérie.
- JECKEL M. (1986), Interactions of humic acids and aluminum salts in flocculation process, *Wat. Res.*, 20, 1535-1542.
- KACHA S., OUALI M.S., ELMALEH S., (1997), Élimination des colorants textiles par la bentonite et les sels d'aluminium. *Rev. Sci. Eau*, 2, 233-248.
- KHELILI H., ACHOUR S., REZEG A. (2011), Efficacité du sulfate d'aluminium et du charbon actif face à des polluants organiques aromatiques, *Larhyss Journal*, 09, 99-110.
- KORSHIN G.V., WU W.W., BENJAMIN M.M., HEMINGWAY O. (2002), Correlations between differential absorbance and the formation of individual DPBs, *Wat. Res.*, 36, 3273-3282.
- LEFEBVRE E. (1990), Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux. Effet de la préoxydation, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.
- LINDSAY W.L. (1979), *Chemical equilibria in soils*. Ed. John Wiley and Sons, New York.

- MILLS C.J., BULL R.J., CANTOR K.P. (1998), Risques pour la santé liés à la consommation de sous-produits de la chloration dans l'eau potable : rapport d'atelier – Santé Canada.
- PARFITT R.L., FRASER A.R., FARMER V.C. (1977), Adsorption of hydrous oxides .III. Fulvic acid and humic acid on goethite, gibbsite and imogolite, *Journal Soil science*, 28, 289-296.
- RODIER J. (1996), L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8<sup>ème</sup> Ed. Dunod, Paris.
- REZEG A., ACHOUR S. (2004), Incidence des groupements fonctionnels acides dans les mécanismes d'élimination de la matière organique par coagulation-floculation, Séminaire International "L'Eau et le risque dans le contexte Saharien", 19 au 23 Novembre, Université de Laghouat, Algérie.
- REZEG A., ACHOUR S. (2009), Mécanismes d'élimination d'acides organiques aromatiques par le sulfate d'aluminium et effet de la minéralisation, *Courrier du Savoir Scientifique et Technique*, 9, 25-31, Université de Biskra, Algérie.
- SEGHAIRI N., ACHOUR S. (2003), Influence du temps et du taux d'activation de la bentonite sur l'adsorption de l'aniline, *Courrier du Savoir Scientifique et Technique*, 04, 35-39, Université de Biskra, Algérie.
- STUMM W., MORGAN J.J. (1962), Chemical aspects of coagulation, *J. Am. Water Wks Ass.*, 54, 8, 971-994.
- THURMAN E. M. (1985), *Developments in biogeochemistry: Organic geochemistry of natural waters*- Ed. by NIJHOFF M., Dr W. JUNK Publishers, DORDRECHT.
- THURMAN E.M., MALCOLM R.L. (1983), Structural study of humic substances: New approaches and methods, In "Aquatic and terrestrial humic materials"- Ed. by CHRISTMAN R.F. and GJESSING E.T. Ann Arbor Science Publishers, chap. 1, 1-23.
- VAN BENSCHOTEN J.E., EDZWALD J.K. (1990), Chemical aspects of coagulation using aluminum salts. II. Coagulation of fulvic acids using alum and polyaluminum chloride, *Wat. Res.*, 24, 12, 1527-1535.
- WAIS MOSSA M.T., MAZET M. (1990), Adsorption d'acides humiques sur floes d'hydroxydes d'aluminium : Influence de la taille des floes et du sel d'aluminium, *Envir. Technology*, 12, 51-58.
- YOUCEF, L., ACHOUR, S. (2004), Etude de l'élimination des fluorures des eaux de boisson par adsorption sur bentonite, *Larhyss Journal*, 3, 129-142.