



COAGULATION-FLOCCULATION PAR LE SULFATE D'ALUMINIUM DE COMPOSES ORGANIQUES PHENOLIQUES ET DE SUBSTANCES HUMIQUES

S. ACHOUR, N. GUESBAYA

Laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface
LARHYSS, Université de Biskra, B.P. 145, R.P., 07000, Biskra, Algérie

INTRODUCTION

Les substances organiques présentes dans les eaux de surface engendrent des problèmes qui sont globalement représentés par :

- une détérioration de la qualité organoleptique
- un développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution (Le Chevalier, 1990; Clark et al., 1993).
- une interférence de la matière organique lors des traitements de déminéralisation par échange d'ions sur résines ou membranes (Lacey et Loeb, 1972) ou lors des procédés d'oxydation visant l'élimination d'éléments minéraux tels le fer ou le manganèse (Oldham et Gloyna, 1969).
- une consommation importante de chlore pouvant aboutir à la formation de composés organohalogénés potentiellement toxiques (Achour et Moussaoui, 1993).

Ce dernier aspect est sans doute le plus préoccupant actuellement du fait de son incidence directe sur la santé du consommateur. Il paraît donc essentiel d'éliminer au mieux cette matière organique responsable de l'instabilité de la qualité de l'eau dans le temps.

Le traiteur d'eau dispose à l'heure actuelle d'un arsenal relativement complet pour lutter contre la pollution organique. Le coût du pourcentage éliminé peut toutefois être bien moins élevé si cette élimination se fait à l'occasion des traitements de clarification.

La coagulation-floculation apparaît de plus en plus comme non seulement un procédé de clarification mais également comme un traitement d'élimination spécifique capable, dans une certaine mesure, de rivaliser avec des traitements plus coûteux comme l'adsorption sur charbon actif (Fiessinger, 1980) ou l'oxydation par l'ozone (Mouchet, 1991).

L'optimisation du procédé de floculation sera fonction des conditions qui peuvent être inhérentes à la phase liquide (pH, force ionique, nature des ions, température,...) ou aux particules à séparer (nature, taille, charges de surface,...). Elle pourra être accomplie en jouant sur le type et le dosage du coagulant, le temps de floculation, l'énergie du mélange, la géométrie du réacteur.

Au cours de cette étude, nous présenterons les résultats des essais que nous avons réalisés sur des solutions synthétiques de composés organiques modèles dissous dans l'eau distillée.

L'influence de divers paramètres réactionnels a été observée sur les rendements d'élimination des substances organiques considérées par floculation au sulfate d'aluminium.

PROCEDURE EXPERIMENTALE

Préparation des solutions

Solutions de composés organiques

Tous les essais de coagulation-floculation ont été conduits sur des solutions préparées par dissolution de composés organiques de qualité analytique dans de l'eau distillée (pH = 6,0 à 6,8 ; conductivité = 1 à 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Toute la verrerie est nettoyée avec un mélange sulfochromique, rincée à l'eau distillée puis séchée à l'étuve à 110 °C.

Les composés organiques testés sont d'une part des molécules à structure simple (phénol, résorcinol) et d'autre part un composé plus complexe, en l'occurrence des substances humiques de type humate de sodium.

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

Solutions de coagulant

Au cours de nos essais, nous avons utilisé comme réactif coagulant le sulfate d'aluminium en poudre ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$), préparé par dissolution dans l'eau distillée. Une solution mère de 10 g/l est préparée périodiquement.

Dosage des composés organiques

Le rendement d'élimination des composés organiques est défini par :

$$R\% = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100$$

où C_0 est la concentration initiale du composé organique et C_f sa concentration résiduelle à la fin de l'essai.

La concentration est déduite de la mesure de la densité optique ou absorbance (A) par spectrophotométrie et un chemin optique de 1 cm (cuves en quartz). Le dosage des composés simples (phénol et résorcinol) a été réalisé sur un spectrophotomètre de type "SPECTROMOM 195" à la longueur d'onde de 270 nm et celui des SH sur un spectrophotomètre de type "SHIMADZU UV-visible 120-01" à une longueur d'onde de 350 nm. La précision des mesures est de 1 à 4% selon la concentration du composé.

Les valeurs des absorbances adoptées sont la moyenne de 3 lectures et permettent l'établissement de courbes d'étalonnage pour chaque composé Absorbance = f (Concentration du composé). Nous en présentons des exemples sur la figure 1. Notons que l'étalonnage est répété avant chaque série d'essais.



Figure 1 : Courbes d'étalonnage des composés organiques testés

Résorcinol : $A = 0,0252.C_0$, $R^2 = 0,9997$, Phénol : $A = 0,0198.C_0$, $R^2 = 0,9994$

Substances humiques : $A = 0,0106.C_0$, $R^2 = 0,9999$

Description des essais de floculation

Les essais sont réalisés selon le protocole bien connu du "Jar-test" sur un flocculateur "FLOC TESTER/AQUALYTIC" qui permet d'obtenir, dans quatre béchers de 01 litre d'eau distillée dopée en composés organiques, une agitation rigoureusement identique et réglable pendant une même période grâce à une commande centrale.

L'influence de la dose de coagulant introduit, de la concentration du composé organique, du pH et de la température a été observée au cours de nos essais.

Les différentes phases de l'essai de floculation et leurs conditions optimales (Guesbaya et Achour, 1994) sont les suivantes :

- Une agitation rapide au cours de laquelle le réactif coagulant est introduit et dispersé.

La vitesse de rotation des pâles de l'agitateur est de 150 tr/min. et le temps d'agitation adopté est de 3 minutes.

D'après la bibliographie, cette phase aurait peu d'influence sur l'élimination de composés tels le résorcinol (Semmens et Field, 1980) ou les SH (Lefebvre et Legube, 1990).

Les temps indiqués varient toutefois de quelques secondes à 10 minutes. Cela est expliqué par le fait que les réactions d'hydrolyse du coagulant se réalisent très rapidement.

- Une agitation lente durant 30 minutes à une vitesse de rotation de 60 tr/min. ($G = 35 \text{ s}^{-1}$ et $G.t = 6.10^4$).

La figure 2 met ainsi en évidence l'optimisation des paramètres d'agitation lente en vue de l'élimination des SH.

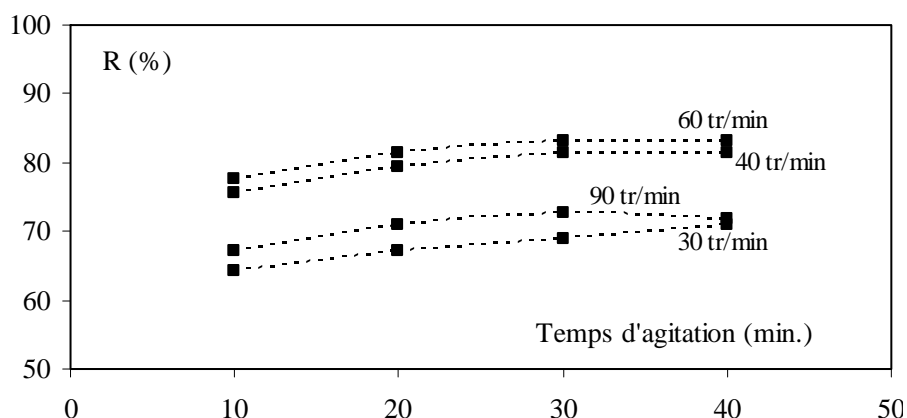


Figure 2 : Influence de la vitesse et du temps d'agitation lente sur le rendement R% d'élimination des SH.

L'observation de la formation de microflocs pourrait laisser penser que la phase prépondérante serait la phase péricinétique par analogie aux deux phases fréquemment citées (péricinétique et orthocinétique) lors de la floculation d'eaux naturelles. Ceci impliquerait que l'énergie dissipée d'une manière mécanique et donc le gradient de vitesse imposé lors de la phase orthocinétique

aurait peu d'influence sur l'élimination de la matière organique. C'est ce qui expliquerait le peu d'intérêt accordé par les chercheurs à l'optimisation des paramètres d'agitation lente.

Semmens et Field (1980) aboutissent à la conclusion assez vague qu'aucune amélioration n'est observée lors de l'élimination de composés organiques dissous par floculation au sulfate ferrique, au delà d'un temps d'agitation de 10 heures.

Lefebvre et Legube (1990) concluent, par ailleurs, assez hâtivement, en testant des temps de 10 à 30 minutes et une vitesse de 30 tr/min., que l'étape d'agitation lente n'influe pas sur la floculation des SH.

Par contre, Wais-Mossa et Mazet (1991) montrent que la capacité d'adsorption d'acides humiques sur des floes d'hydroxyde d'aluminium préformés dépendra de l'âge du floe et de la valeur du gradient de vitesse. Un temps minimum de 6 minutes d'agitation est préconisé, tous ces paramètres étant étroitement liés à la dimension des particules. Notons aussi que l'optimisation des paramètres d'agitation lente pourra être sensiblement différente selon que le paramètre à corriger soit la teneur en matières organiques ou la turbidité lors de la floculation d'eaux naturelles (Achour, 1997).

- Une phase de décantation de trois heures (tableau 1). Ce temps de sédimentation apparaît comme important et s'explique par la nature des floes obtenus. Pour un temps de 30 minutes correspondant au temps de décantation lors d'un essai de "Jar-test" classique pour une eau de surface, la décantation des SH dissoutes dans l'eau distillée est loin d'être achevée.

Notons que notre résultat est proche de celui obtenu par Lefebvre et Legube (1990) qui ont observé que l'élimination des acides fulviques en solutions synthétiques est optimale après 5 heures de décantation.

Tableau 1: Influence du temps de décantation sur le rendement d'élimination des SH.

Temps de décantation (min.)	30	60	90	120	180	240	360
Rendement (%)	55,8	71,8	77,5	80,3	83,2	83,2	83,2

RESULTATS ET DUSCUSSION

Influence de la dose de coagulant et de la concentration initiale du composé organique sur l'élimination par floculation

Les solutions coagulées à des doses croissantes de sulfate d'aluminium sont des solutions de phénol et de résorcinol (0,5 à 10 mg/l) ainsi que des solutions d'humate de sodium (3 à 15 mg/l).

Résultats

La figure 3 présente respectivement les résultats obtenus concernant l'évolution des concentrations résiduelles " C_f " du phénol, du résorcinol et des SH en fonction de la dose de sulfate d'aluminium introduit.

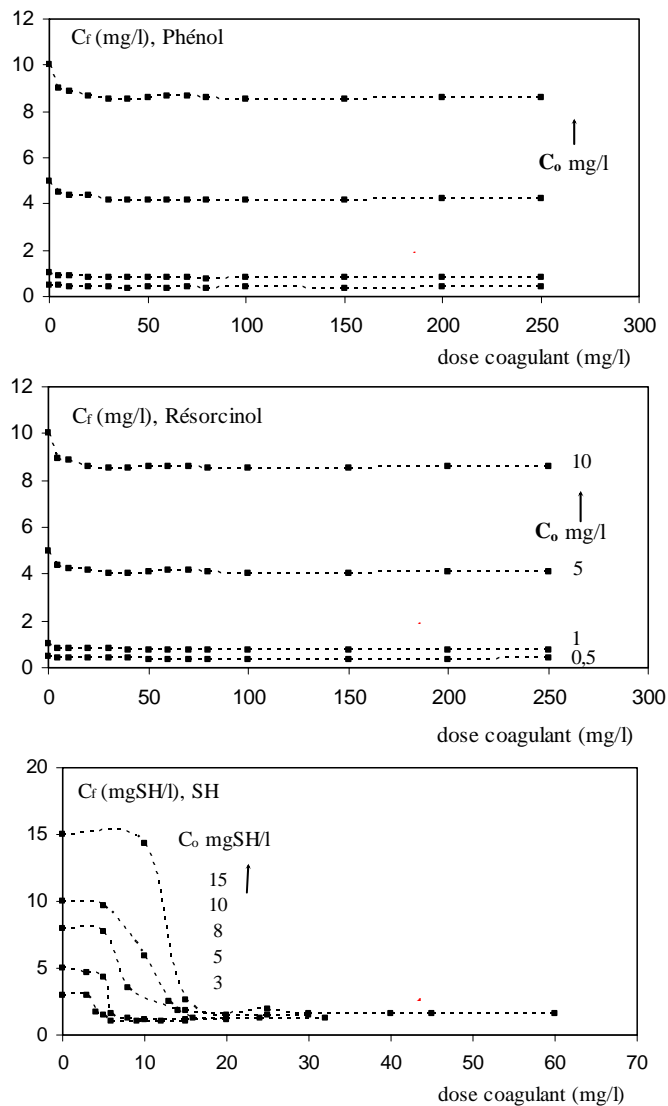


Figure 3 : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination de différentes concentrations de composés organiques dans l'eau distillée

Il en ressort que, quelque soit la concentration initiale des composés simples et la dose de coagulant, l'élimination de ces composés reste faible et les rendements d'élimination varient entre 9,26 et 32% pour le phénol et 10,62 à 36% pour le résorcinol. Ce dernier semble légèrement mieux éliminé que le phénol mais d'une façon générale les rendements d'élimination semblent peu influencés par le taux de coagulant introduit.

Les résultats obtenus ne permettent pas, par ailleurs, de mettre en évidence une stœchiométrie entre la dose de coagulant et la concentration initiale du phénol ou du résorcinol.

Dans le cas de l'humate de sodium, nous pouvons constater que l'augmentation de la teneur initiale en SH induit un accroissement du pourcentage d'élimination (figure 4), mais aussi une demande plus importante en coagulant.

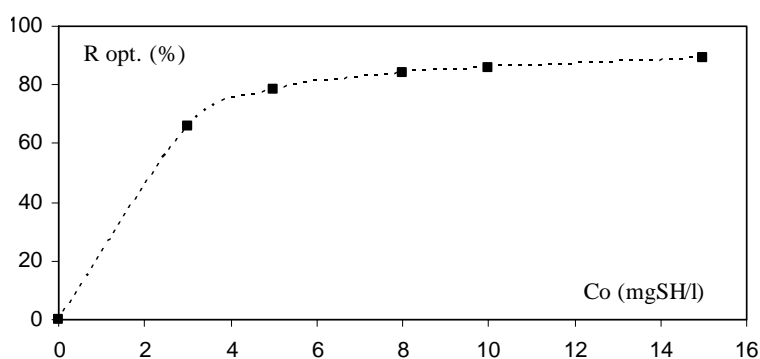


Figure 4 : Evolution des rendements optima en fonction des teneurs initiales des SH en eau distillée

Contrairement aux composés simples, les rendements sont élevés et peuvent dépasser 80% pour les fortes concentrations en SH.

Nous pouvons également constater que, pour toutes les teneurs en SH testées, il existe toujours une dose optimale de sulfate d'aluminium à partir de laquelle l'élimination se stabilise.

Notons également que le suivi du pH des solutions floculées a montré une diminution progressive au fur et à mesure de l'accroissement de la dose de coagulant introduit (pH variant globalement de 6,0 à 4,0). Ce qui était prévisible du fait des réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium.

Discussion

Les résultats se rapportant à la floculation du phénol et du résorcinol confirment les données bibliographiques (Semmens et Ayers, 1985) et s'expliquent probablement par la nature des composés étudiés, à savoir leur état dissous ainsi

que leurs faibles masses moléculaires et dimensions.

Dans notre cas, la présence de la fonction hydroxyle et les faibles taux d'élimination des composés hydroxylés peuvent nous inciter à penser que les structures phénoliques sont peu affectées par la coagulation-floculation, tout au moins dans nos conditions expérimentales. Cependant, dans la mesure où nos essais n'ont pas porté sur des composés dont le second hydroxyle est en position ortho ou para, il y a lieu d'être prudent quant à la conclusion à tirer de nos résultats. En effet, rappelons que les études concernant certains composés aromatiques ont mis en évidence que les structures ayant deux fonctions acides (COOH et OH) en position ortho étaient bien éliminées. Ce serait le cas du catéchol, de l'acide salicylique ou de l'acide phtalique (Lefebvre et Legube, 1993; Rahni, 1994).

Les rendements d'élimination plus importants des SH peuvent être attribuables aux dimensions et aux poids molaires élevés des différentes fractions des SH et dont une partie est sous forme colloïdale. Ce qui facilite leur élimination par formation, grossissement et sédimentation des floccs. La taille des floccs n'est toutefois pas aussi grande que celle des floccs correspondant à une turbidité minérale, ce qui explique les temps de décantation assez longs (3 heures).

La structure chimique des SH et notamment le nombre et la position des fonctions phénoliques et carboxyliques pourraient conditionner l'efficacité du procédé de floculation de ces substances. L'humate de sodium que nous avons utilisé ayant une structure plus proche des acides fulviques que des acides humiques, il est possible que les fonctions COOH en grande concentration aient pu favoriser sa réactivité avec le sulfate d'aluminium.

Contrairement aux composés simples testés, les SH sont coagulées selon un dosage stœchiométrique du coagulant et une loi linéaire apparaît entre les doses optima du coagulant et les teneurs initiales des SH. La figure 5 montre ainsi une stœchiométrie de 2 mg de sulfate d'aluminium pour l'élimination de 1 mg d'humate de sodium. L'existence de cette stœchiométrie a été, à plusieurs reprises, mise en évidence dans la bibliographie mais les coefficients stœchiométriques coagulant/masse de SH sont assez disparates compte tenu de la grande hétérogénéité des conditions expérimentales.

Toutefois, si l'on admet que le dosage stœchiométrique coagulant/SH existe, il sera prévisible que cette loi sera influencée par divers paramètres tels que la nature du coagulant, celle des SH et les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à flocculer (pH, force ionique,...).

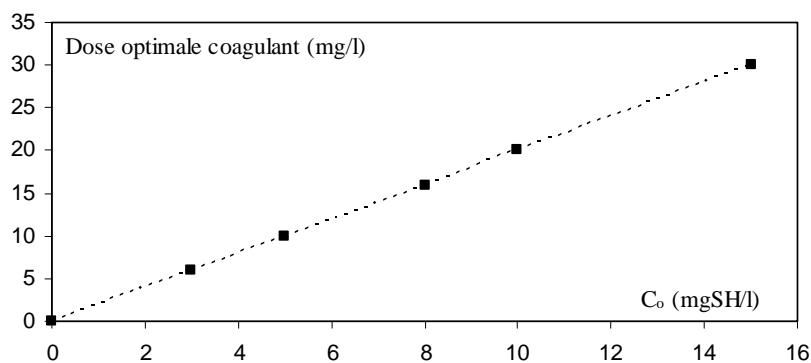


Figure 5 : Relation entre les doses optimales de sulfate d'aluminium et les teneurs initiales des SH en eau distillée.

$$\text{Dose optimale de coagulant (mg/l)} = 2C_0 \text{ (mgSH/l)}, R^2 = 1.$$

Influence du pH sur le rendement d'élimination des composés organiques

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

Résultats des essais

La coagulation du phénol et du résorcinol (5 mg/l) par une dose de coagulant de 50 mg/l et celle des SH (10 mg/l) par une dose de 20 mg/l de sulfate d'aluminium a été réalisée pour une gamme de pH entre 4 et 10.

La figure 6 récapitule les résultats obtenus et présente l'évolution du rendement d'élimination de chacun des composés organiques testés en fonction du pH.

Nous pouvons observer que l'optimum de l'élimination de ces composés correspond à des pH acides, entre 5 et 7 pour les composés simples et 5 à 6 pour les SH.

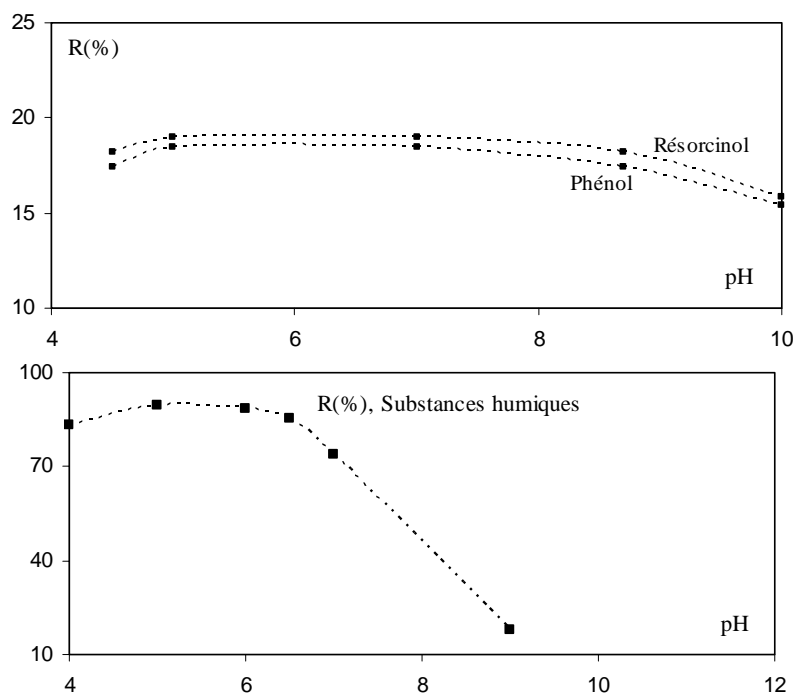


Figure 6 : Influence du pH sur le pourcentage éliminé des composés organiques. Phénol et Résorcinol : 5 mg/l, S.H : 10 mg/l

Discussion

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques concernant l'élimination de composés organiques pour des pH se situant globalement entre 5 et 7 selon la nature du coagulant (Semmens et Ayers, 1985; Van Breemen et al., 1979; Jekel, 1986; Rahni, 1994). Il est intéressant de noter que, pour ces pH, le phénol et le résorcinol se présentent sous une forme neutre, non dissociée compte tenu des valeurs respectives de leur pKa (9,89 et 9,81). Le rendement d'élimination de ces composés diminuant pour pH = 10, il est donc évident que leur forme dissociée serait bien moins abattue par floculation au sulfate d'aluminium. Les mécanismes mis en jeu lors de la coagulation des SH pourraient être plus complexes car, au pH optimal de leur élimination (pH = 5), il est possible que les groupements COOH soient dissociés. Rappelons que les pKa des fonctions COOH et OH portés par les SH sont respectivement de l'ordre de 4,2 et 8,7.

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

Enfin, notons que le pH peut lui-même être influencé par la température du milieu, ce qui aura un impact sur la solubilité des formes de l'aluminium et la dissociation des substances organiques. La figure 7 indique ainsi l'évolution du rendement d'élimination de 10 mg/l de SH pour des températures variant de 10 à 35 °C. L'amélioration du rendement entre 10 et 25 °C peut s'expliquer par non seulement des effets physiques (variations de viscosité et de densité de l'eau) mais par une baisse du pH influant sur le mécanisme coagulant/SH mis en jeu. Au-delà de 25 °C, les effets chimiques surtout expliqueraient la baisse de rendement. Il faut signaler que Van Benschoten et al. (1992) indiquent que les sels d'aluminium sont plus sensibles aux variations de température que les sels ferriques.

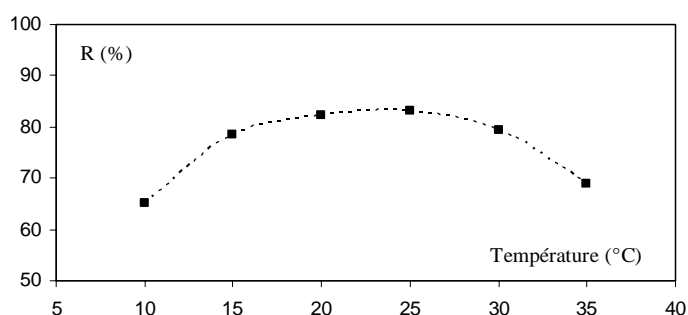


Figure 7 : Influence de la température sur le pourcentage d'élimination des substances humiques (10 mg/l).

Hypothèses sur les mécanismes de floculation des composés organiques

La coagulation des composés organiques testés peut être décrite comme le produit des interactions entre les formes hydrolysées de l'aluminium et la matière organique, dans son ensemble, dissoute.

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

La spéciation de l'aluminium dépendra du pH, de la concentration en aluminium, des conditions d'agitation et surtout des anions minéraux ou organiques en présence (Van Benschoten et al., 1990a). Ces anions sont en effet considérés comme des ligands pouvant complexer l'aluminium. Lors de la chélation du métal, les anions les plus évoqués sont d'une part les ions OH⁻ qui conditionnent le pH et certains groupements organiques telles les fonctions carboxyles, carbonyles ou amines (Chow, 1992; Thomas et al., 1991; 1993).

La grande stabilité des constantes des complexes alumino-organiques formés à

partir de l'acide oxalique, l'acide citrique ou l'acide salicylique semble ainsi indiquer que le groupement carboxyle pourrait jouer un rôle important dans la complexation de l'aluminium.

Par contre, les constantes de complexation relatives à un composé tel le phénol sont généralement faibles, 10^7 à 10^8 fois plus faibles que celle de l'acide salicylique (Lefebvre et Legube, 1993; Cathalifaud et al., 1995).

Une complexation du phénol à l'aluminium est donc peu probable et certains auteurs (Jekel, 1986a; Semmens et Ayers, 1985) suggèrent qu'ils pourraient être essentiellement éliminés par un phénomène d'adsorption physique. Ceci peut être argumenté par ailleurs par la forme non dissociée du phénol et du résorcinol lorsque l'élimination est optimale, pour des pH acides.

Nous pouvons donc envisager pour ces deux composés une adsorption sur les floccs d'hydroxyde d'aluminium mettant en jeu des forces de Van Der Waals ou des liaisons hydrogène.

Ceci peut se justifier par le tracé des isothermes de Freundlich exprimant la quantité de composé adsorbée par unité d'adsorbant (x/m) en fonction de la concentration résiduelle du composé organique à l'état d'équilibre (C_e).

Rappelons que la loi de Freundlich s'exprime par $\frac{x}{m} = k.C_e^{1/n}$ où k et n sont des constantes. Sous sa forme logarithmique, cette relation peut être linéarisée et s'écrit :

$$\log(x/m) = \frac{1}{n} \log C_e + \log k$$

ou bien :

$$\log(x/m) = \alpha \log C_e + \beta$$

avec :

$$\alpha = 1/n \text{ et } \beta = \log k$$

Les tableaux 2 et 3 consignent les valeurs obtenues des constantes α et β pour le phénol et le résorcinol respectivement.

Tableau 2 : Valeurs des constantes α et β de l'équation de Freundlich pour le phénol à différentes doses de coagulant

Dose de coagulant (mg/l)	α	β	R^2
10	0,998	2,201	0,993
30	0,832	2,004	0,9998
50	0,819	1,781	0,980
70	0,812	1,633	0,991
100	0,833	1,482	0,9998
200	0,814	1,174	0,9998

Tableau 2 : Valeurs des constantes α et β de l'équation de Freundlich pour le résorcinol à différentes doses de coagulant

Dose de coagulant (mg/l)	α	β	R ²
10	0,781	2,451	0,991
30	0,880	2,002	0,994
50	0,710	1,901	0,993
70	0,704	1,751	0,993
100	0,724	1,606	0,993
200	0,711	1,299	0,993

L'obtention de droites avec de bons coefficients de corrélation pour les différentes doses de coagulant et différentes concentrations du phénol et du résorcinol indique que la loi de Freundlich est bien suivie et que le mécanisme d'adsorption est prédominant pour nos conditions expérimentales.

Le fait que la réaction phénol ou résorcinol/aluminium ne soit pas stœchiométrique conforte l'hypothèse que l'adsorption de ces composés est purement physique.

Par ailleurs, pour chaque composé, les pentes des droites sont quasiment identiques indiquant une même affinité du composé pour l'aluminium quelle que soit la dose de coagulant. Ce qui expliquerait le peu d'influence de la variation de la concentration du coagulant sur les rendements d'élimination aussi bien du phénol que du résorcinol.

Quant aux SH étudiées, nous avons pu constater que leur élimination était nettement plus importante que celle des composés simples, notamment à pH acide (pH = 5). Compte tenu de la présence simultanée de plusieurs espèces hydrolysées de l'aluminium (solubles ou insolubles) et de la forme partiellement dissociée de ces SH à ce pH, les réactions mises en jeu sont probablement nombreuses. Mais la part prise par chaque type d'interaction est souvent difficile à estimer.

Rappelons toutefois qu'à pH acide, les espèces cationiques de l'aluminium sont prépondérantes et une des réactions possibles est la formation de complexes insolubles entre les SH et les composés hydroxo-aluminiques solubles. La présence de nombreux groupements carboxyles dans la structure des SH favorise cette réaction. Toutefois, bien que minimes à ce pH, d'autres réactions peuvent compétitivement apparaître notamment avec les floccs constitués par un mélange de Al(OH)₃ amorphe et d'espèces chargées positivement tels Al(OH)²⁺ et Al(OH)₂⁺.

Un mécanisme électrostatique de neutralisation de charges par les formes polyanioniques des SH peut alors se produire et conduit généralement à une variation importante du potentiel Zêta (Mazet et al., 1990). La dimension des SH ne permettant pas la neutralisation complète de leurs charges négatives par

les charges positives du floc, il reste un certain nombre de charges négatives non neutralisées. Un autre mécanisme pourrait alors intervenir et consisterait en un échange de ligand à la surface du floc, entre les ions OH^- du floc et les ions négatifs des SH.

A des pH neutres ou basiques, l'élimination des SH en eau distillée est beaucoup moins efficace qu'à pH = 5 et s'expliquerait par une complexation compétitive des OH^- du milieu avec l'aluminium. Ce qui réduit l'affinité de l'aluminium pour les ligands organiques (Chow, 1992).

Les réactions d'hydrolyse de l'aluminium vers la forme $\text{Al}(\text{OH})_3$ pourraient ainsi être favorisées aux dépens des réactions de complexation entre les composés hydroxo-métalliques solubles et la matière organique, ce qui conduit à diminuer le rendement d'élimination des SH. Notons que Van Benschoten et Edzwald. (1990b) signalent qu'à pH = 7, de bons rendements d'élimination de SH peuvent être obtenus à condition d'employer des dosages beaucoup plus importants en coagulant.

Il faut ajouter qu'une adsorption physique (type Van Der Waals) pourrait intervenir simultanément avec les deux premiers mécanismes.

Toutefois, à pH = 5 et donc à l'optimum de l'élimination des SH en eau distillée, le tracé des isothermes de Freundlich nous a conduit à des coefficients de corrélation très faibles lors des ajustements linéaires. Ce qui indiquerait que l'adsorption physique des SH est loin d'être le phénomène prédominant à ce pH.

CONCLUSION

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

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par floculation au sulfate d'aluminium, de deux catégories de composés organiques : les molécules simples représentées par le phénol et le résorcinol et plus complexes les substances humiques, sous forme d'humate de sodium.

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

- Les composés organiques simples testés sont faiblement éliminés quelque soit la dose de coagulant et la concentration initiale du composé. L'influence du pH

a révélé une meilleure élimination à pH entre 5 et 7 lorsque les composés ne sont pas dissociés, favorisant un phénomène d'adsorption sur les floes d'hydroxyde d'aluminium.

Les fonctions OH et leur position en méta expliqueraient les faibles rendements d'élimination observés.

- Contrairement aux composés simples, les pourcentages d'élimination des SH sont importants et s'améliorent lorsque la concentration initiale de ces SH augmente.

Le mécanisme prédominant serait une complexation entre les espèces hydrolysées solubles cationiques de l'aluminium et certains groupements organiques présents dans les SH, en particulier les fonctions carboxyles.

- La mise en évidence de lois stœchiométriques entre les concentrations en SH et la dose optimale de coagulant présente un intérêt certain du point de vue pratique. L'extrapolation de ces lois à la floculation des eaux de surface nécessitera, cependant, la détermination de relations plus générales en tenant compte non seulement de la teneur et la nature de la charge organique de ces eaux mais aussi de sa composante minérale et de ses effets vis-à-vis du coagulant ou de la matière organique.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACHOUR S. (1997). Optimisation des étapes de clarification au cours du traitement des eaux de surface algériennes, Trib. de l'Eau (Cebedeau), 587, 3, 35-39.
- ACHOUR S., MOUSSAOUI K. (1993). La chloration des eaux de surface algériennes et son incidence sur la formation de composés organohalogénés, Environ. Technol., 14, 885-890.
- CHOW W.M. (1992). Behaviour of aluminium and its ecological significance in natural waters, Water Supply, 10, 4, 1-10.
- CLARK R.M., GOODRICH J.A., WYMER L.J. (1993). Effect of the distribution system on drinking water quality, J. Water SRT-Aqua, 42, 1, 30-38.
- JEKEL M.R. (1986a). Interactions of humic acids and aluminium salts in the flocculation process, Wat. Res., 20, 12, 1535-1542.
- LACEY R.E., LOEB S. (1972). Industrial processing with membranes, Wiley Interscience, New York.
- LE CHEVALIER M.W. (1990). Coliform regrowth in drinking water : a Review, J. Am. Water Works Assoc., 82, 11, 74-86.

- 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., LEGUBE B. (1993). Coagulation-floculation par le chlorure ferrique de quelques acides et phénols en solution aqueuse, *Wat. Res.*, 27, 3, 433-447.
- MAZET M., ANGBO L., SERPAUD B. (1990). Adsorption de substances humiques sur floes d'hydroxyde d'aluminium préformés, *Wat. Res.*, 24, 12, 1509-1518.
- MOUCHET P. (1991). Les modalités de traitement des eaux brutes : quelle qualité d'eau ? quels procédés ?, *STP Pharma Pratiques*, 1, 2, 136-148.
- OLDHAM W.F., GLOYNA E.F. (1969). Effect of colored organics on iron removal, *J. Am. Water Works Assoc.*, 64, 7, 590-595.
- RAHNI M. (1994). Coagulation-floculation de quelques composés organiques par le fer ferreux en milieu aqueux, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.
- RAHNI M. (1994). Coagulation-floculation de quelques composés organiques par le fer ferreux en milieu aqueux, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.
- SEMMENS M.J., AYERS K. (1985). Removal by coagulation of trace organics from Mississippi river water, *J. Am. Water Works Assoc.*, 77, 79-84.
- SEMMENS M.J., FIELD T.K. (1980). Coagulation-Experiences in Organics removal, *J. Am. Water Works Assoc.*, 72, 8, 476-483.
- THOMAS F., MASON A., BOTTERO J.Y., ROUILLER J. (1991). Aluminium (III) speciation with acetate and oxalate. A potentiometric and ²⁷Al RMN Study, *Environ. Sci. Technol.*, 25, 9, 1553-1559.
- THOMAS F., MASON A., BOTTERO J.Y., ROUILLER J. (1993). Aluminium (III) speciation with hydroxy carboxylic acids, ²⁷Al NMR study, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 12, 2511-2516.
- VAN BENSCHOTEN J.E., EDZWALD J.K. (1990a). Chemical aspects of coagulation using aluminium salts. I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminium chloride, *Wat. Res.*, 24, 12, 1519-1526.
- VAN BENSCHOTEN J.E., EDZWALD J.K. (1990b). Chemical aspects of coagulation using aluminium salts. II. Coagulation of fulvic acids using alum and polyaluminium chloride, *Wat. Res.*, 24, 12, 1527-1535.
- VAN BREEMEN A.N., NIEUWSTAD T.J., VAN DER MEENT-OLIEMAN (1979). The fate of fulvic acids during water treatment, *Wat. Res.*, 13, 771-780.
- WAIS-MOSSA M.T., MAZET M. (1991). Adsorption d'acides humiques sur floes d'hydroxydes d'aluminium : Influence de la taille des floes et du sel d'aluminium, *Environ. Technol.*, 12, 51-58.