



## **ETUDE COMPARATIVE DE L'ELIMINATION DU ZINC PAR ADSORPTION SUR LA GOETHITE ET SUR LA BENTONITE DE MAGHНИЯ**

**LARAKEB M., YOUCEF L., ACHOUR S.**

Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface – LARHYSS –  
Université de Biskra, B.P. 145, R.P., Biskra, Algérie

manel.larakeb@yahoo.fr ; lyoucef2@yahoo.fr ; samia.achour@Larhyss.net,

### **RESUME**

L'objectif de cette étude est de tester l'efficacité de l'adsorption du zinc par utilisation de la goethite et d'une bentonite algérienne (bentonite de Maghnia). Les essais d'adsorption ont été réalisés en solutions synthétiques d'eau distillée. Les résultats ont montré que la fixation du zinc (5 mg/l) sur les deux adsorbants (1 g/l) est rapide. En utilisant la goethite, on a obtenu un pourcentage d'élimination du zinc de 18 après un temps d'équilibre de 30 minutes. Après 20 minutes d'agitation, l'élimination du zinc par la bentonite de Maghnia était maximale avec un rendement égal à 98,24 . La fixation du zinc est améliorée avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant (0,1 à 8 g/l). Les rendements diminuent avec l'augmentation de la teneur initiale en zinc (2 à 20 mg/l) et sont intéressants à pH basiques.

Les essais d'adsorption ont montré que la bentonite de Maghnia était plus performante que la goethite quelque soit le paramètre réactionnel étudié.

**Mots clés :** zinc, goethite, bentonite de Maghnia, adsorption.

### **ABSTRACT**

The aim of this study is to test the efficiency of adsorption of zinc by use of goethite and an Algerian bentonite (bentonite of Maghnia).

Adsorption tests are conducted in synthetic solutions of distilled water. The results showed that fixation of zinc (5 mg/l) on both adsorbents (1 g/l) is fast. Using the goethite, a removal percentage of 18 zinc was obtained after an

equilibrium time of 30 minutes. After 20 minutes of stirring, the zinc removal by Maghnia bentonite was maximal with efficiency equal to 98,24 . Removal efficiency of Zinc is improved with the increase of the dose of the adsorbent (0,1 to 8 g/l). Removal efficiencies decrease with the increase of the initial content of zinc (2 to 20 mg/l) and are interesting at basic pH.

The adsorption tests showed that the Maghnia bentonite was more efficient than goethite, whatever the studied reaction parameter.

**Key words:** zinc, goethite , bentonite of Maghnia, adsorption.

## INTRODUCTION

Certains métaux et plus particulièrement ceux que l'on regroupe parmi les métaux lourds constituent une préoccupation majeure dans le domaine de l'environnement. Les métaux lourds sont toxiques même à faible concentration et ont la capacité de s'accumuler tout au long de la chaîne alimentaire (Benguella et Benaïssa, 2002).

Parmi ces métaux, le zinc est un élément essentiel pour tous les organismes vivants, y compris l'homme. Il joue un rôle essentiel dans le métabolisme de l'être humain.

Les sources majeures de zinc dans l'environnement sont la fabrication d'alliages de cuivre et de bronze et la galvanisation (Weng et Huang, 2004; Arias et Sen, 2009). Il est aussi utilisé dans les peintures, le caoutchouc, des plastiques, la cosmétique et des produits pharmaceutiques (Weng et Huang, 2004).

Quelques études en Algérie ont donné une idée sur ce danger de pollution. Les réserves d'eaux naturelles de certaines régions, à proximité de zones industrielles, et pour lesquelles le zinc entre dans la composition de leurs rejets, sont contaminées (Derradji et al., 2003; Gaagai et Benchaïba, 2012).

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour éliminer le zinc des eaux polluées comme la filtration sur membrane (ultrafiltration, osmose inverse, nanofiltration et électrodialyse), la précipitation chimique, l'échange d'ions, la flottation, et les méthodes électrochimiques (Degrémont, 1989). Le procédé d'adsorption sur les argiles (Abdelouahab et al., 1987 ; Sen et Gomez, 2011 ; Mohammed-Aziz et Boufatit, 2013 ; Larakeb et al., 2014) et sur les hydroxydes (Bolland et al., 2008; Swedlund et al., 2009) a aussi prouvé son efficacité dans des travaux en laboratoire.

Ainsi, l'objectif de cette étude est d'étudier l'efficacité d'une bentonite algérienne (bentonite de Maghnia) et de la goethite pour l'élimination du zinc en solutions synthétiques d'eau distillée.

Plusieurs paramètres réactionnels ont été testés pour déterminer l'efficacité du traitement comme l'effet du temps d'agitation, de la dose de l'adsorbant, de la teneur initiale en zinc et du pH de traitement.

## **MATERIELS ET METHODES**

### **Solution mère de zinc**

Nous avons préparé une solution mère de 1000 mg  $Zn^{2+}$ /l d'eau distillée en utilisant le sulfate de zinc ( $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ ). Ensuite, nous diluons dans des proportions différentes pour préparer des solutions de concentrations plus faibles utilisées dans le cadre des essais.

### **Goethite testée**

La goethite utilisée est un produit FLUKA. C'est un hydroxyde de fer de formule chimique  $Fe(OH)O$  et de surface spécifique 20,5  $m^2/g$ .

### **Bentonite testée**

L'argile utilisée est une bentonite riche en montmorillonite et provenant du Nord-ouest de l'Algérie. Elle provient du gisement de Hammam Bouhrara (Maghnia). C'est une bentonite sodique, de couleur blanche. Les caractéristiques déterminées par le laboratoire des analyses de la bentonite de l'unité de ENOF (Entreprise nationale des produits miniers non ferreux) sont résumées dans le tableau 1.

**Tableau 1** : Caractéristiques physico-chimiques de la bentonite de Maghnia ENOF (2005).

| Surface spécifique ( $m^2/g$ ) | pH  | Cation échangeable (méq/100g) |           |        |       |
|--------------------------------|-----|-------------------------------|-----------|--------|-------|
|                                |     | $Ca^{2+}$                     | $Mg^{2+}$ | $Na^+$ | $K^+$ |
| 80                             | 6,2 | 30,6                          | 12,8      | 36,2   | 9,5   |

### **Méthodes de dosage**

#### **Mesure du pH**

Pour la mesure du pH des échantillons d'eau, nous avons utilisé un pH-mètre HANNA pH 210 muni d'une électrode combinée (Bioblock Scientific). L'appareil est étalonné avant chaque série de mesure par utilisation de deux solutions tampons de pH 4,01 et 9,18.

### **Dosage de $Zn^{2+}$**

Pour déterminer la teneur des ions  $Zn^{2+}$  dans les échantillons d'eau, nous avons employé un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme de type A.A-6200 de marque Shimadzu à une longueur d'onde  $\lambda = 213,86$  nm.

### **Description des essais d'adsorption**

Les essais d'élimination du zinc ont été réalisés en discontinu sur un agitateur magnétique par mise en contact d'une solution synthétique de zinc avec une masse constante de bentonite ou de goethite.

Chaque échantillon prélevé est filtré sous vide à l'aide d'une membrane à  $0,45\mu m$  de porosité. Pour chaque échantillon filtré on a mesuré le pH et la teneur du zinc résiduel.

Différents essais ont été effectués permettant d'examiner l'influence de certains paramètres sur l'élimination du zinc sur chaque adsorbant tels que le temps d'agitation (0 à 6 heures), la dose de l'adsorbant (0,5 à 8 g/l), la teneur initiale en  $Zn^{2+}$  (2 à 20 mg/l), ainsi que le pH de traitement (4 à 9).

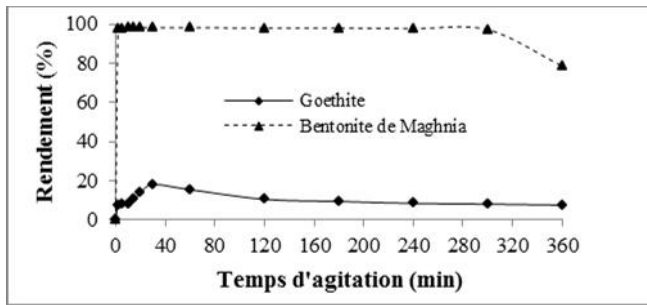
L'effet du pH a été étudié en tamponnant la solution synthétique de zinc par utilisation des solutions HCl (0,1N) et NaOH (0,1N) durant l'essai d'adsorption.

## **RESULTATS ET DISCUSSION**

### **Cinétiques d'adsorption**

Nous avons suivi les cinétiques d'adsorption du zinc pour une teneur initiale en zinc égale à 5 mg/l et pour une masse constante de chacun des deux adsorbants (1g/l). Le suivi de la teneur résiduelle en zinc et du pH a été effectué en fonction du temps d'agitation (de 2 minutes à 6 heures).

Les résultats obtenus (Figure 1) montrent que le rendement d'élimination du zinc varie avec le temps d'agitation, on a obtenu un maximum d'efficacité au bout de 20 minutes pour la bentonite Maghnia et de 30 minutes pour la goethite. En effet, la valeur maximale d'élimination correspondante à ce temps est de 98,24 pour la bentonite et de 18 pour la goethite.



**Figure 1:** Cinétique d'adsorption du zinc (5 mg/l) sur la goethite (1g/l) et sur la bentonite de Maghnia (1g/l).

L'évolution des cinétiques de fixation du zinc sur les argiles ou sur les hydroxydes démontre avant tout la réversibilité des échanges mis en jeu et la nature physique des interactions adsorbant- zinc.

Nous pouvons distinguer deux étapes au cours de la cinétique d'adsorption du zinc pour les deux adsorbants. Au cours de la première étape, une augmentation rapide du rendement pour la bentonite et la goethite jusqu'au temps d'équilibre. Ceci s'explique par une fixation rapide des ions de zinc sur la surface des deux adsorbants, c'est l'étape de transfert de masse externe.

Au-delà du temps d'équilibre, la concentration résiduelle du zinc diminue progressivement.

L'élimination du  $Zn^{2+}$  a été testée par Veli et Alyuz (2007) en utilisant la bentonite de Cankiri (Turky). Ils ont prouvé que le pH est un facteur significatif dans le processus d'adsorption du fait qu'il produit des changements électrostatiques dans les solutions. Ils ont également montré que l'équilibre a été atteint après une très courte période qui était de 5 minutes.

Gräfe et Sparks (2005) ont étudié la cinétique d'adsorption du zinc et de l'arsenic sur la goethite. Ils ont trouvé que 95 % et 72 % de l'arsenic et du zinc sont adsorbés dans les 8 premières heures, ils ont utilisé  $Na_2HAsO_4$  et  $ZnCl_2$  avec des concentrations de 250  $\mu M$  de As(V) et Zn (II) en présence de 10, 100 et 1000 mg/l de la goethite successivement à pH 7.

Le relargage des ions adsorbés peut se produire s'il y'a un déplacement des équilibres entre les différentes formes ioniques de l'élément dans l'eau. Le pH pourrait jouer un rôle important dans le déplacement de l'équilibre. En effet, nous avons pu observer, tout au long de l'agitation, et pour tous les essais, une diminution du pH entre 2 minutes et 6 heures (Tableau 2)

**Tableau 2 :** Evolution du pH en fonction du temps d'agitation (dose de bentonite et de goethite =1 g/l)

| Temps (min) | 2    | 5    | 10   | 15   | 20   | 30   | 60   | 120  | 180  | 240  | 300  | 360  |
|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Bentonite   | 8,05 | 7,88 | 7,82 | 7,77 | 7,75 | 7,71 | 7,68 | 7,66 | 7,58 | 7,48 | 7,43 | 7,33 |
| Goethite    | 6,73 | 6,66 | 6,63 | 6,61 | 6,60 | 6,59 | 6,58 | 6,56 | 6,54 | 6,49 | 6,43 | 6,41 |

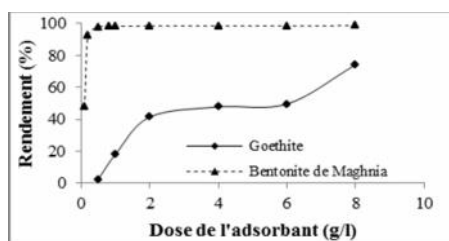
Cette diminution du pH des suspensions de la bentonite et de la goethite pourrait s'expliquer par une migration d'ions H<sup>+</sup> de la phase solide d'adsorbant vers la solution.

Les résultats des expériences d'adsorption des métaux lourds par des sédiments superficiels (Serpaud et al, 1994) effectuées à différentes valeurs de pH (pH = 5, 6, 7 et 8), montrent dans le cas de l'élimination du Zn une augmentation systématique du taux d'adsorption de 75 à 95% quand le pH augmente.

Diverses études réalisées sur des métaux lourds tels que le cuivre, le zinc, le mercure ou le cadmium confirment la rapidité des réactions de rétention de ces éléments par les argiles. Les résultats obtenus par Abollino et al, (2003), Achour et Youcef (2003) et Youcef (2006) ont montré que la bentonite est un adsorbant efficace des métaux lourds et que l'adsorption est relativement influencée par le pH.

### Effet de la dose de l'adsorbant

Nous avons suivi l'évolution du rendement d'élimination du zinc pour une teneur initiale constante en zinc (5 mg/l) et pour des doses variables de bentonite et de goethite (0,1 à 8 g/l). La mesure de la teneur résiduelle en zinc et du pH final pour chaque échantillon traité a été effectuée après 20 minutes de contact avec la bentonite et après 30 minutes avec la goethite.



**Figure 2 :** Effet de la dose de la bentonite et de la goethite sur les rendements d'élimination du zinc (5 mg/l).

D'après les résultats présentés sur la figure 2, nous pouvons constater que les rendements d'élimination du zinc augmentent avec l'accroissement de la dose introduite de l'adsorbant. A 8g/l de bentonite, le rendement atteint (98,68 %).

Pour la bentonite de Maghnia, les teneurs résiduelles obtenus en zinc sont toutes largement inférieures à la norme de potabilité (3 mg/l) (OMS, 2004) et la stabilité du rendement au delà de la dose de 1g/l de bentonite est due à la saturation des sites de l'adsorption. Pour la goethite, le rendement s'améliore avec l'augmentation de la dose d'adsorbant et atteint 74,2% pour une dose de 8g/l de goethite.

Nous avons obtenu le même résultat en traitant une solution synthétique d'eau distillée contenant initialement 5 mg/l de Zn et en faisant varier la dose de la bentonite de Mostaghanem (bentonite calcique) de 0,1 à 8 g/l (Larakeb et al, 2014).

Selon Zhang et al. (2011), le rendement d'élimination du zinc (100 mg/l) augmente avec l'augmentation de la dose de bentonite (0,2 à 2 g/l).

Les tableaux 3 et 4 montrent que le pH à l'équilibre accuse des valeurs croissantes au fur et à mesure de l'augmentation de la dose de chacun des deux adsorbants.

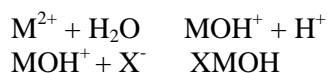
**Tableau 3 :** Evolution du pH en fonction de la dose de la goethite au temps d'équilibre (30 minutes)

|                           |      |      |      |      |      |
|---------------------------|------|------|------|------|------|
| Dose de la goethite (g/l) | 0,5  | 2    | 4    | 6    | 8    |
| pH                        | 5,62 | 5,63 | 5,65 | 5,73 | 5,93 |

**Tableau 4 :** Evolution du pH en fonction de la dose de la bentonite de Maghnia au temps d'équilibre (20 minutes)

|                            |      |      |      |      |      |      |      |
|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Dose de la bentonite (g/l) | 0,1  | 0,2  | 0,5  | 0,8  | 4    | 6    | 8    |
| pH                         | 6,74 | 6,85 | 7,56 | 7,94 | 8,02 | 8,12 | 8,33 |

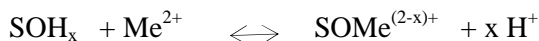
Basta et Tabatabai (1992) proposent le mécanisme suivant pour l'adsorption des métaux sur les sites négatifs de la bentonite :



X : surface de la bentonite; M : métal.

De même, compte tenu des pH atteints pour des doses de bentonites croissantes un phénomène de précipitation du zinc sous forme d'hydroxyde peut aussi se produire ( Bollino et al., 2003).

Benjamin et Leckie (1981) proposent le mécanisme suivant afin de décrire l'adsorption de métaux divalents à la surface de l'hydroxyde de Fer :

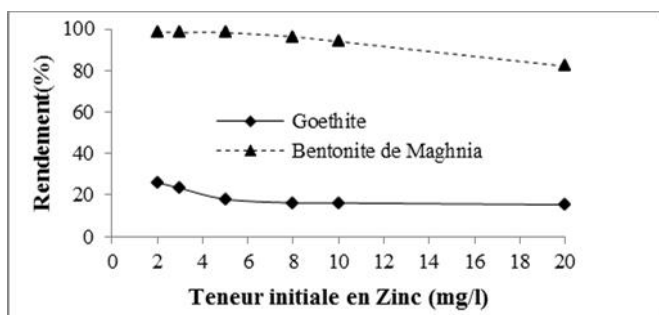


x: le nombre de protons libérés par le metal (Me) adsorbé.

SOH<sub>x</sub> : la concentration moyenne des surfaces des sites occupées par le métal.

### Effet de la teneur initiale en Zn<sup>2+</sup>

Nous avons réalisé cet essai pour des teneurs initiales en zinc variant de 2 à 20 mg/l. La dose de bentonite et de la goethite introduite est de 1 g/l. Selon les résultats présentés sur la figure 3, nous pouvons constater que les rendements diminuent progressivement avec l'augmentation de la teneur initiale en zinc aussi bien pour la bentonite de Maghnia que pour la goethite.



**Figure 3:** Variation de l'efficacité du traitement en fonction de la teneur initiale en zinc en présence de chaque adsorbant (1g/l) (temps d'agitation = 20 min et 30 min pour la bentonite et pour la goethite respectivement)

Zhang et al. (2011) ont constaté également une diminution de l'efficacité du traitement, en faisant varier la teneur initiale en Zn(II) entre 30 et 250 mg/l et en fixant la dose de la bentonite à 1 g/l.

En faisant varier la teneur initiale du zinc de 2 à 20 mg/l et en fixant la dose de bentonite de Mostaghanem à 1 g/l on a constaté également une diminution du rendement d'élimination du zinc (Larakeb et al., 2014).

En testant la goethite comme adsorbant pour l'élimination du zinc, Balistreri et Murray (1982) ont remarqué qu'en traitant des solutions synthétiques dont les teneurs initiales en zinc varient de 0,037 mg/l à 1,9 mg/l, les rendements diminuent avec l'augmentation de la teneur initiale en zinc quelque soit le pH de traitement (5 à 8). Ce résultat a été obtenu en utilisant 28,5 m<sup>2</sup>/l de goethite. Le même résultat a été trouvé par Theis et West (1986), pour des solutions de 0,45 mg Zn /l à 4,33 mg Zn/l et pour une dose de 0,6 g/l de goethite.

Dans l'intervalle de concentration en cuivre compris entre 6,3 et 31,7 mg/l Gallali et Hatira (2002) ont montré que l'efficacité de fixation du cuivre sur la goethite diminue. Ce résultat a été accompagné par la diminution du pH par rapport au pH initial, associée à une libération de protons H<sup>+</sup> au cours du



phénomène de fixation. Selon ces mêmes auteurs, cette diminution est liée à un processus de substitution entre les protons de la goethite et les cations  $\text{Cu}^{2+}$  selon un schéma simplifié, un schéma qui peut être applicable pour l'ion zinc :



Lors des essais que nous avons réalisés, nous avons également constaté une légère diminution du pH par rapport au pH initial avec l'augmentation de la teneur initiale du zinc pour les deux adsorbants testés (bentonite de Maghnia et goethite) (Tableau 5).

**Tableau 5** : Evolution du rendement d'élimination du zinc (R(%)) et du pH final de traitement pour des concentrations initiales variables en zinc

| Teneur initiale en zinc (mg/l) | Bentonite de Maghnia (1g/l) |                                   | Goethite (1g/l) |                                   |
|--------------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-----------------|-----------------------------------|
|                                | R (%)                       | pH (après 20 minutes d'agitation) | R (%)           | pH (après 30 minutes d'agitation) |
| 2                              | 98,50                       | 7,35                              | 26,00           | 6,66                              |
| 3                              | 98,33                       | 7,26                              | 23,33           | 5,85                              |
| 5                              | 98,24                       | 7,18                              | 18,00           | 5,66                              |
| 8                              | 96,25                       | 7,08                              | 16,25           | 5,55                              |
| 10                             | 93,98                       | 6,82                              | 16,20           | 5,47                              |
| 20                             | 82,12                       | 6,62                              | 15,35           | 5,41                              |

Ce résultat a été également constaté par Youcef et al (2011) lors de l'élimination du cuivre par utilisation du charbon actif en grains et en poudre, le kaolin et la goethite en considérant des concentrations initiales variables en cuivre (2 à 20 mg/l) et une dose constante de chaque adsorbant (2 g/l).

### **Isothermes d'adsorption du zinc**

L'exploitation des résultats selon les lois de Freundlich et de Langmuir est réalisée en considérant une dose fixe en adsorbant (1g/l) et des concentrations initiales variables en Zn (2 à 20 mg/l).

Ces lois s'expriment par (Weber et al.,1991) :

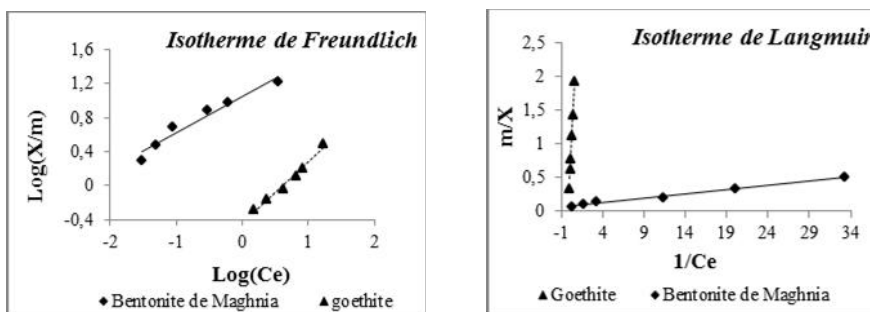
Lois de Freundlich :  $\log \frac{x}{m} = \log k + \frac{1}{n} \log C_e$

Lois de Langmuir:  $\frac{m}{x} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m \times b} \times \frac{1}{C_e}$

$C_e$  : la concentration de zinc à l'équilibre (mg/l)  
 $x = (C_0 - C_e)$  : la quantité de zinc fixée (mg/l)  
 $m$  : la masse d'adsorbant (g)  
 $q_m$  : est la capacité ultime d'adsorption (mg/g)  
 $k, n, b$  : sont des constantes d'adsorption

Grâce à un ajustement par la méthode des moindres carrés, nous obtenons pour chaque loi étudiée et pour chaque adsorbant testé des droites avec des coefficients de corrélation entre 94,9 % et 99,3 % (Figure 4). Les diverses constantes déduites des équations des droites obtenues sont regroupées dans le tableau 6.

L'application des formes linéarisées des lois de Freundlich et de Langmuir a permis de vérifier que ces deux modèles sont applicables et que les rendements d'élimination du zinc varient dans le même sens avec les deux modèles. On constate également une meilleure adsorbabilité du zinc dans le cas de la bentonite de Maghnia par rapport à La goethite. En particulier, les valeurs des capacités maximales  $q_m$  sont 13,89 mg/g et 1,38 mg/g respectivement pour la bentonite de Maghnia et pour la goethite.



**Figure 4:** Isothermes de Freundlich et de Langmuir pour l'adsorption du Zinc sur la bentonite de Maghnia et sur la goethite

**Tableau 6 :** Paramètres des isothermes de Freundlich et de Langmuir

| Adsorbant | Freundlich |       |                | Langmuir                 |             |                |
|-----------|------------|-------|----------------|--------------------------|-------------|----------------|
|           | n          | k     | R <sup>2</sup> | q <sub>m</sub><br>(mg/g) | b<br>(l/mg) | R <sup>2</sup> |
| Bentonite | 2,35       | 11,07 | 0,949          | 13,89                    | 5,54        | 0,993          |
| goethite  | 1,41       | 0,37  | 0,980          | 2,91                     | 0,14        | 0,961          |

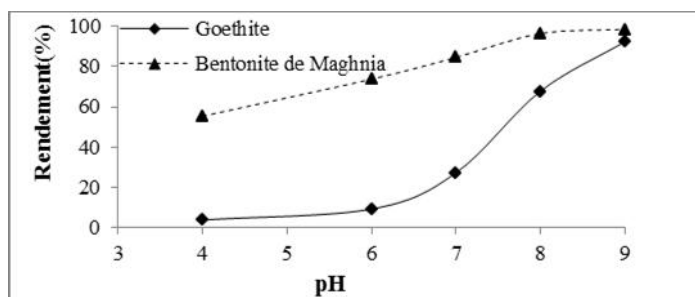
## Effet du pH

Les essais d'adsorption du zinc (5 mg/l) ont été réalisés en présence d'une dose constante de l'adsorbant égale à 1g/l. Le pH des solutions a été ajusté successivement à 4, 6, 7 et 9 et est maintenu constant durant les 20 minutes et 30 minutes d'agitation pour la bentonite et la goethite respectivement, en utilisant les solutions NaOH (0,1N) et HCl (0,1N).

Sur la figure 5, nous présentons l'évolution des rendements d'élimination du zinc à différents pH.

Les résultats des expériences montrent une augmentation systématique du taux d'adsorption quand le pH croît. Pour la bentonite de Maghnia les meilleurs rendements sont obtenus en milieu basique dont le meilleur rendement est obtenu à pH 9, avec un taux d'élimination égal à 98,44 %.

Même pour la goethite, on remarque que les meilleurs rendements sont obtenus en milieu basique. A pH 9, le taux d'élimination atteint 92,26%.



**Figure 5 :** Effet du pH sur les rendements d'élimination du zinc (5 mg/l) par adsorption sur la bentonite (1 g/l) et sur la goethite (1 g/l).

Sen et Gomez (2011), Larakeb et al. (2014) et Mohammed-Azizi et al. (2013) ont confirmé qu'il y a une augmentation du rendement d'élimination du zinc sur la bentonite avec l'augmentation du pH.

Selon Abollino et al. (2003), Achour et Youcef (2003) et Youcef et Achour (2006), l'adsorption des ions métalliques sur une bentonite sodique diminue avec la diminution du pH. A faible pH, les ions hydrogènes entrent en compétition avec les métaux lourds pour les sites superficiels. En plus les groupements Si-O<sup>-</sup> et Al-O<sup>-</sup> sont moins déprotonnés et forment difficilement des complexes avec les ions bivalents et trivalents.

Zhang et al. (2011) ont montré que l'élimination du Zinc par utilisation de la bentonite comme adsorbant est fortement dépendante du pH. Le pourcentage d'élimination augmente avec l'augmentation du pH de 1 à 7. Les faibles rendements à pH < 2 peuvent être dus à l'augmentation de la compétition pour les sites d'adsorption entre H<sup>+</sup> et Zn<sup>2+</sup>. En augmentant le pH, le nombre de sites

à charges négatives augmente ce qui facilite l'adsorption de plus d'ions  $Zn^{2+}$ . A  $pH > 7$ , la précipitation de  $Zn(OH)_2$  joue le rôle principal dans l'élimination du  $Zn^{2+}$ .

Rodda et al. (1993) ont testé l'effet du pH sur l'adsorption du cuivre, plomb et zinc sur la goethite, il ont trouvé que le rendement est proche de 80% pour le cuivre et le plomb à pH 7 et 8 respectivement mais pour le zinc le rendement est 70% à pH 7 et entre 50 et 60% au milieu basique (pH 8 et 9).

Spathariotis et Kallianou (2007), dans l'étude d'adsorption du cuivre, zinc et cadmium sur la goethite ont trouvé qu'il ya une augmentation du rendement d'adsorption du zinc de 15 à plus de 90% avec l'augmentation du pH entre 6 et 7 et pour une dose de goethite de 2,12 g/l.

## CONCLUSION

L'objectif de notre travail a été d'étudier les possibilités d'élimination du zinc par adsorption sur une argile (bentonite de Maghnia) et un oxyde de fer (goethite). L'étude expérimentale que nous avons réalisée nous a permis de constater que :

-Le temps d'équilibre pour la bentonite de Maghnia est atteint au bout de 20 minutes d'agitation et de 30 minutes pour la goethite.

-L'efficacité de l'élimination du zinc (5 mg/l) augmente avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant (0,1 à 8 g/l). Pour les doses supérieures à 1g/l de la bentonite le rendement d'élimination du zinc dépasse une valeur de 98,24%. Toutefois, il n'atteint que 74,2 % pour une dose de 8g/l de la goethite.

-L'élimination du zinc par adsorption sur la bentonite est plus efficace pour les eaux à faible concentration en zinc. Car l'efficacité du traitement diminue avec l'augmentation de la concentration initiale en zinc (2 à 20 mg/l). L'adsorption était maximale (98,50%) pour une concentration initiale en zinc de 2 mg/l. Pour la goethite, l'efficacité d'adsorption s'améliore avec l'augmentation de la dose initiale en zinc et le meilleur rendement (34,37%) a été obtenu pour une concentration de 20mg/l.

-L'adsorption du zinc est influencée par le pH pour les deux adsorbants, les meilleurs rendements ont été obtenus dans les milieux basiques.

La bentonite de Maghnia s'est avérée plus efficace que la goethite vis-à-vis de la rétention du zinc et cela, indépendamment de la variation des paramètres réactionnels (temps d'agitation, dose de l'adsorbant, teneur initiale en zinc et pH de traitement).

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABDELOUAHAB C., AIT AMAR H., OBERTENOV T.Z., GAID A. (1987).  
Fixation sur des argiles bentonitiques d'ions métalliques présents dans les

- eaux résiduaires industrielles cas du Cd(II) et du Zn(II), *Rev. Sci. Eau.*, Vol. 13, n° 2, 33-40.
- ABOLLINO O., ACETO M., MALANDRINO M., SARZANINI C., MENTASTI E. (2003). Adsorption of heavy metals on Na-montmorillonite. Effect of pH and organic substances, *Water Resources*, 37, 1619-1627.
- ACHOUR S., YUCEF L. (2003). Elimination du cadmium par adsorption sur bentonite sodique et calcique, *LARHYSS Journal*, n°2, 69-81.
- ARIAS F., SEN T.K. (2009). Removal of zinc metal ion ( $Zn^{2+}$ ) from its aqueous solution by kaolin clay mineral: A kinetic and equilibrium study, *Revue Source Colloids and surfaces. A, Physicochemical and engineering aspects*, Vol. 348, n°1-3, 100-108 .
- BALISTRIERI L.S., MURRAY J.W. (1982). The adsorption of Cu, Pb, Zn, and Cd on goethite from major ion seawater, *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol. 46, 1253 - 1265
- BASTA N.T., TABATABAI M.A. (1992). Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils, *Soil Sci.*, Vol. 153, n°2, 108-114.
- BENJAMIN M.M. LECKIE J.O. (1981). A conceptual model for metal ligand-surface interactions during adsorption, *Environ. Sci. Tech.*, 15, 1050-1057
- BENGUELLA B., BENAÏSSA H. (2002). Cadmium removal from aqueous solutions by chitin: Kinetic and equilibrium studies, *Wat. Res.*, 136, 2463-2474.
- BOLLAND M.D.A., POSNER. A.M., QUIRK J.P. (2008). Zinc adsorption by goethite in the absence and presence of phosphate, *Australian Journal of Soil Research*, Vol. 15, n° 3, 279 - 286 .
- ENOF (2005). Rapport d'analyse des bentonites de Maghnia (Hammam Bouhrara) et de Mostaghanem (M'zila), Laboratoire ENOF, Maghnia, Algérie.
- DEGREMONT. (1989). Mémento technique de l'eau, 9<sup>ème</sup> Ed., Ed, Lavoisier, Paris.
- DERRADJI F., KHERICI N., CARUBA R., ROMEO M. (2003). Évaluation de la pollution chimique par le zinc et le fer de la nappe profonde des graviers d'Annaba (Nord-Est d'Algérie), *Cahiers de l'ASEES*, Vol. 8, n° 1, 35-42.
- GAAGAI A., BENCHAIBA L. (2012). Etude de la pollution des eaux de surface du bassin versant du barrage de Babar sur Oued El Arab Est de l'Algérie, *Science Lib*, éditions Mersenne, Vol. 4, n° 120402.
- GRÄFE M., SPARKS D.L. (2005). Kinetics of zinc and arsenate co-sorption at the goethite–water interface, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 69, n° 19, 4573–4595.
- LARAKEB M., YUCEF L., ACHOUR S. (2014). Elimination du zinc par adsorption sur la bentonite et sur le kaolin, Quatrième Forum de l'Eau, Les ressources en eau : effets des changements climatiques et perspectives d'adaptation, le 24, 25 et 26 Mars, Université de Gabès, Tunisie.

- MOHAMMED-AZIZI F., DIB S., BOUFATIT M. (2013). Removal of heavy metals from aqueous solutions by Algerian bentonite, *Desalination and Water Treatment*, 1-12
- O.M.S. (2004). Guidelines for drinking-water quality, third edition, Volume 1– Recommendation, Geneva.
- RODDA D.P., JOHNSON B.B., WELLS J.D. (1993). The effect of temperature and pH on the adsorption of copper (II), lead (II), and zinc (II) onto goethite, *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 161, n° 1, 57-62.
- SEN T.K., GOMEZ. D. (2011). Adsorption of Zinc ( $Zn^{2+}$ ) from aqueous solution on natural Bentonite, *Desalination*, n° 267, 286-294.
- SERPAUD B., AL- SHUKTY R., CASTEIGNEAU M. (1994). Adsorption des métaux lourds par les sédiments superficiels d'un cours d'eau, *Rev. Sci. Eau*, Vol.7, n°4, 343 – 365.
- SPATHARIOTIS E., KALLIANOU C. (2007). Adsorption of Copper, Zinc and Cadmium on Goethite, Aluminum-Substituted Goethite and a system of Kaolinite-Goethite: Surface Complexation Modeling, *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 38, n°5-6, 611-635.
- THEIS T.L., WEST M.J. (1986) Effects of cyanide complexation on adsorption of trace metals at the surface of goethite, *Environmental Technology Letters*, 7,1-12, 309-318.
- VELI S., ALYUZ B. (2007). Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay”, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.149, n°1, 226-233.
- WEBER W.J., Mc GINLEY P.M., KTZ L. E. (1991). Sorption in subsurface systems concept, models and effects on contaminant fate and transport, *Water Research*, Vol. 25, 499-528.
- WENG C.H., HUANG C.P. (2004). Adsorption characteristics of Zn (II) from dilute aqueous solution by fly ash, *Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects*, 247, 137–143.
- YOUCEF L. (2006). Elimination de polluants minéraux des eaux par des procédés physico-chimiques de précipitation et d'adsorption, Thèse de doctorat en Sciences hydrauliques, Université de Biskra, Algérie.
- YOUCEF L., ACHOUR S. (2006). Elimination du cadmium, du cuivre et des phosphates des eaux par adsorption sur une bentonite sodique. Séminaire international sur les géosciences au service du développement durable, 26-28 Novembre, Tébessa, Algérie.
- YOUCEF L., OUKOUAK A., ACHOUR S. (2011). Etude de l'élimination du cuivre des eaux par adsorption. Atelier international: Utilisation et valorisation des ressources en eau pour le développement durable des écosystèmes arides UVREDEA, C.R.S.T.R.A, 13-14 Novembre, Biskra, Algérie.
- ZHANG H., TONG Z., WEI T., TANG Y. (2011). Removal characteristics of Zn(II) from aqueous solution by alkaline Ca-Bentonite, *Desalination*, n° 276, 103-108.