

Préparation des biomatériaux d'hydrogels à base d'argile et d'alginate (algues brunes): application environnementale

N. Djebri^{1,2,*}, N. Boukhalifa², M. Boutahala², N. Chelali¹,

¹Laboratoire Matériaux et systèmes Electroniques(LMSE), Faculté des Sciences et de la Technologie, Université de Bordj Bou Arreridj, El Annasser, 34000 BBA, Algérie,

²Laboratoire de Génie des Procédés Chimiques (LGPC), Faculté de Technologie, Université Ferhat Abbas Sétif-1, 19000 Sétif, Algérie

*Corresponding author: nessmadjebri@yahoo.fr (N. DJEBRI)

ARTICLE INFO

Article History:

Received : 03/12/2016

Accepted : 13/12/2017

Key Words:

Biomaterial; alginate;
bisphenol A; kinetic;
biosorption.

Mots clés :

Biomatériau; alginate ;
bisphenol A ; cinétique ;
biosorption,

ABSTRACT/RESUME

Abstract: A new biomaterial (A-OB) consisting of alginate and organobentonite was prepared according to the ionic gelation method. Physical characteristics of A-OB were studied using pHPZC and FTIR. Bisphenol A, one of endocrine disrupting compounds (EDCs), was used as model water organics pollutants. Factors affecting BPA sorption, such as pH, and concentration of BPA solution were extensively investigated. It was found from the study that the sorption of BPA by the biomaterial beads is pH-dependent and concentration of solution. The adsorption mechanism of BPA onto A-OB was evaluated in terms of kinetics, and equilibrium. The data obtained from the batch sorption experiments were well fitted by pseudo-second-order. The Langmuir and Freundlich isotherm models were used to describe equilibrium data.

Résumé: Un nouveau biomatériau d'alginate/organobentonite (A-OB) a été préparé selon la méthode de gélification ionique, caractérisé par pHPZC et IRTF. L'étude de l'adsorption d'un perturbateur endocrinien bisphenol A (BPA) en système batch, nous a permis de constater que leur élimination est dépend du pH et de la concentration de solution de BPA. L'étude cinétique de l'adsorption de BPA sur l'A-OB pourrait être bien décrite avec le modèle du cinétique pseudo-second ordre. L'isotherme de Langmuir ainsi que de Freundlich sont favorable pour l'adsorption de BPA sur l'adsorbant A-OB.

I. Introduction

Les hydrogels sont des réseaux qui peuvent absorber de l'eau ou des solutions aqueuses. De tels types de gels, appelés gels polyélectrolytiques, peuvent absorber plusieurs centaines de fois leur propre poids en solvant [1]. C'est pour cela que ces gels sont utilisés dans des domaines variés tels que l'industrie pharmaceutique et alimentaire, le cosmétique et la pollution des eaux. L'intérêt accordé ces dernières années à l'étude des polysaccharides par de nombreux laboratoires dans le monde se justifie par leur abondance dans la nature [2].

Depuis plusieurs années déjà, de nombreux laboratoires s'intéressent à la recherche de nouveaux adsorbants à base de matériaux naturels, moins coûteux, plus faciles à trouver et à utiliser. C'est ainsi qu'ont été utilisées les zéolithes, les argiles, des adsorbant à base de noyaux (olive, datte...), ou de cendres volcaniques pour le traitement des eaux et des effluents [2-5]. La technologie de l'adsorption est actuellement largement utilisée pour l'élimination des polluants à partir de solutions aqueuses. Pour les adsorbants disponibles, le charbon actif est le plus largement utilisé. C'est un excellent adsorbant vu sa grande surface spécifique, ses diverses fonctions de surfaces et sa porosité [4].

L'inconvénient qui lui est associé est le coût élevé de sa préparation, de sa régénération et la limite de sa capacité d'adsorption.

Donc l'alginate, polymère naturel extrait principalement des algues brunes (Phéophycées). Ces biopolymères étant facilement disponibles (biodégradable) et moins coûteux que les polymères synthétiques (industriels), ils présentent un grand potentiel d'utilisation pour l'enlèvement des métaux toxiques, des effluents industriels [1, 7, 8]. L'importance des alginates se développe avec le temps grâce aux éléments responsables de leur hydratation, leur gonflement, leur plasticité, et ils confèrent à ces polymères des propriétés hydrophiles [7].

Les argiles présentent un intérêt technique considérable et sont utilisées comme adsorbant d'origine minérale dans l'épuration des eaux polluées par les déchets nocifs qui peuvent être métalliques ou organiques, agents gélifiants dans les peintures et dans le domaine pharmaceutique [7, 9, 10]. Ces multitudes applications dépendent des propriétés des argiles telles que la plasticité, sa capacité d'adsorption, sa capacité d'échange d'ions [14-11].

Notre travail est essentiellement axé sur : 1) la préparation d'un biomatériau hydrogel à base d'une bentonite algérienne modifiée et d'alginate(A-OB), 2) caractérisation du matériau préparé à l'aide de pH_{PZC} et IRFT, 3) l'application de ce matériau dans l'adsorption d'un perturbateur endocrinien "Bisphenol A" par l'étude des effets de certains paramètres tel que : le temps de contact, la concentration initiale en BPA et le pH de la solution, à fin de valoriser la solution solide préparée, (4) Modélisation des données expérimentales en termes cinétique et isotherme.

II. Materials and methods

II.1. Matériels

La bentonite qui a été utilisée est une bentonite Algérienne naturelle, extraite du gisement de Roussel provenant de la région de Maghnia (Algérie). Avant utilisation, elle a été broyée et passée à travers un tamis de 70 μm , puis séchée à 110°C dans un four pendant 2 h. Sa composition chimique est donnée dans le **Tableau 1**.

Tableau 1: composition chimique de la bentonite naturelle de Maghnia (% en poids) *PAF : Perte au feu à 900°C

Composés	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	K ₂ O	CaO	TiO ₂	Na ₂ O	As	PAF*
% massique	62.4	17.33	1.2	3.56	0.8	0.81	0.2	0.33	0.05	13

Bisphenol A, perturbateur endocrinien et Cetyltriméthylammonium bromide (C16) CTAB, tensioactif ont été fournis par Sigma Aldrich.

II.2. Méthodes :

- **Préparation de la bentonite activée organophile OB :** l'OB a été préparé selon la procédure rapportée par Djebri et al [9].

- **Préparation du biomatériau d'hydrogel bentonite-alginate A-OB:** Préparation d'une solution d'alginate de sodium, m g d'alginate de sodium est dissous dans 200 mL d'eau distillée. Le mélange est agité jusqu'à dissolution complète du solide. La solution d'alginate obtenue est translucide et visqueuse. Après on ajoute une quantité de la bentonite organophile OB pour une agitation pendant une nuit. Ensuite Le mélange alginate/OB est introduit dans une seringue munie d'une aiguille de diamètre interne 1mm. Grâce à un pousse-seringue qui permet d'avoir un flux régulier, le mélange est introduit goutte à goutte dans un bain de calcium (4%, V=400mL). Les billes obtenues sont laissées dans le bain de CaCl₂ pendant 24h.

Les billes sont lavées trois fois avec l'eau distillée sous agitation pendant. Les billes sont séchées à l'air et conservées.

II.3. Caractérisation des matériaux :

II.3.1. La Spectroscopie Infrarouge:

Les spectres infrarouges ont été enregistrés entre 4000 cm^{-1} et 400 cm^{-1} à l'aide d'un spectromètre 8400S Shimadzu couplé à un ordinateur numérique. Les échantillons sont mis sous forme de pastille auto cohérente dans KBr (1%).

II.3.2. Détermination du Point de Charge Zéro (PZC):

Des matériaux par l'utilisation de la méthode de dérive du pH, qui consiste à placer 50 ml de solution de NaCl 0,01M en flacons fermés, le pH initial des solutions a été varié entre 2 et 11 par addition de solution de NaOH ou HCl (0,1 M). On ajoute ensuite, à chaque flacon, 50mg d'échantillon de matériau. Les suspensions doivent être maintenues en agitation, à température ambiante, pendant 48 h, et le pH final est alors déterminé. Le pH_{PZC} est

définie comme le point d'intersection entre la courbe $\Delta pH = f(pH_{initial})$ et la droite ($\Delta pH = 0$).

II.4. Les expériences d'adsorption de BPA sur A-OB :

Les expériences d'adsorption ont été effectuées en batch à différentes valeurs initiales du pH (2-10), de la température (15, 25, 35 et 45), les expériences de l'adsorption ont été exécutées en introduisant une quantité précisément pesée d'adsorbant dans un volume de 50 mL de solution pure de BPA à 100 mg•L⁻¹. Et aussi l'effet de la concentration en BPA (30,100 et 200).

L'isotherme d'adsorption de BPA sur l'A-OB a été effectuée en série, une masse de 50 mg d'A-OB est mis en suspension dans des solutions de 50 mL de BPA de concentration initiale de 25 à 500 mg/L. La série d'erlenmeyers est disposée sur un agitateur multipostes à 25°C pendant un temps de contact de 96 heures.

La solution a été séparée de l'adsorbant par centrifugation à 250 rpm. L'absorbance de la solution du surnageant a été mesurée en utilisant un spectromètre UV-1700 UV à la longueur d'onde qui correspond à l'absorbance maximale de l'échantillon ($\lambda = 276$ nm). La capacité d'adsorption de BPA a été calculée en utilisant la formule suivante :

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t) \times V}{w} \quad (1)$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{w} \quad (2)$$

où q_t , q_e (mg•g⁻¹) sont la quantité adsorbée à l'instant t (min) et à l'équilibre respectivement, C_0 (mg•L⁻¹) est la concentration initiale en BPA, C_t est la concentration en BPA à l'instant t, V est le volume de la solution (mL) et W est la quantité de l'adsorbant en solution.

III. Résultats et discussion :

III.1. Caractérisation des matériaux :

III.1.1. Analyse structurale par spectroscopie FTIR :

Les analyses infrarouges sont effectuées pour l'alginate, l'OB et l'A-OB. Les spectres infrarouges obtenus sont illustrés sur la Figure 1.

Le spectre infrarouge d'alginate est présenté sur la Figure 1, les bandes caractéristiques sont :

3390 cm⁻¹ : une large bande caractéristique des groupements OH.

1618 cm⁻¹ : bande caractéristique des groupements carboxylate COO⁻ asymétriques.

1412 cm⁻¹ : bande caractéristique des groupements carboxylate COO⁻ symétriques.

1050 cm⁻¹ : faible bande caractéristique des liaisons C-O-C.

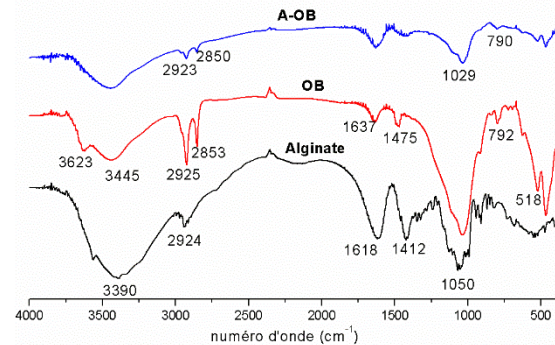


Figure 1. Spectroscopie infrarouge d'alginate, OB et A-OB.

Les bandes observées entre 2800 et 3000cm⁻¹ sur le spectre IR de la bentonite organophile(OB) qui sont appropriés au tensioactif, sont affectés aux vibrations d'élongation symétriques et antisymétriques de CH₂ [7]. L'intensité de la bande de déformation de l'eau diminue après l'échange avec le CTAB, ceci est probablement dû à un changement de composition de l'argile de base. Après l'échange cationique avec le CTAB, le matériau de base hydrophile adopte un caractère hydrophobe, l'eau interfoliaire est perdue et le surfactant cationique occupe l'espace interfoliaire [9, 12].

D'après la Figure 1 qui représente le spectre infrarouge de composite A-OB, on remarque la présence de plusieurs bandes caractéristiques. Le spectre montre l'évidence claire de la présence simultanée de l'alginate, et de l'argile activée organophile. La Figure 1 montre une large bande (3450 cm⁻¹) attribuée aux groupements OH. Les bandes de 2923 et de 2850 cm⁻¹ sont attribuées aux vibrations de valence antisymétriques ν_{as} et symétriques ν_s du groupe CH₂ caractéristique du tensioactif [10]. On remarque la même chose pour les bandes à 790 et à 1029 cm⁻¹ attribuées aux liaisons Si-O-Al et Si-O respectivement.

III.1.2. pH_{PzC} pour alginate, OB et A-OB:

Le pH à une influence remarquable sur le procédé d'élimination des polluants dans les solutions aqueuses par adsorption, car il influe directement sur la charge de la surface et la nature des espèces ioniques des adsorbats. Les résultats obtenus du ΔpH ($pH_{final} - pH_{initial}$) en fonction de $pH_{initial}$ de différents

échantillons (Alginate, OB et A-OB) sont représentés sur la **Figure 2**.

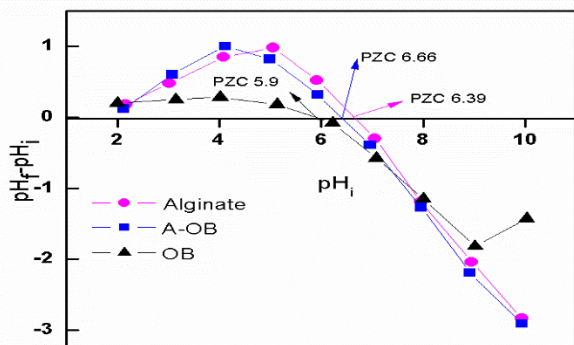


Figure 2: pH_{PZC} d'alginate, OB et A-OB.

Sur la **Figure 2**, la première partie des trois courbes où le $pH_{final} - pH_{initial} > 0$ (indique que le pH final de la solution augmente avec l'augmentation du pH initial, ceci peut être expliqué par la consommation ions H^+ introduits en solution par la surface du solide.

Dans la deuxième partie où le $pH_{final} - pH_{initial} < 0$, en effet, tous les ions H^+ introduits en solution sont consommés par la surface du solide jusqu'à saturation des sites, puis il y a une augmentation de pH final de la solution. Cette partie correspond à la saturation de la surface par les ions OH^- , tous les ions OH^- introduits restent alors en solution. Donc on voit que les points pH_{PZC} des échantillons OB, A-OB et Alginate sont de 5.9, 6.39 et de 6.66 respectivement.

III.2. Adsorption de BPA par A-OB :

III.2.1. Effet du pH :

Le pH à une influence remarquable sur le procédé d'élimination des polluants dans les solutions aqueuses par adsorption, car il influe directement sur la charge de la surface et la nature des espèces ioniques des adsorbats [15, 16]. L'historgramme représentant la variation du pourcentage de BPA éliminé en solution en fonction du pH est donnée par la **Figure 3**.

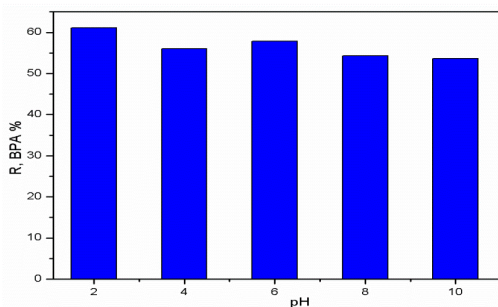


Figure 3. Effet de pH sur l'adsorption de BPA par A-OB ($C_0=100mg/L$, $T=25^\circ C$, $t=96h$, $m=50mg/L$)

On a clairement constaté que dans des conditions de pH acide, l'adsorption de BPA a peu changé avec un taux élevé de 62% (**Figure 3**). Lorsque le pH a augmenté au-delà d'environ 8, l'adsorption de BPA est diminuée (53% pour $pH=10$). Ces tendances peuvent être expliquées par la charge de la surface des adsorbants et le degré de dissociation de BPA à différents pH [17]. Pour la suite d'étude on a choisi un pH neutre ($pH=7$).

III.2.2. Estimation du temps de contact et effet de la concentration initiale:

La cinétique de rétention décrit la vitesse de réaction qui permet la détermination du temps de contact mis pour atteindre l'équilibre d'adsorption. La **Figure 4** montre la cinétique d'adsorption de polluant BPA sur l'adsorbant étudié A-OB pour une concentration initiale de 30,100 et 230mg/L. Les résultats obtenus indiquent que l'adsorption est rapide dans la première période de la réaction et devient de plus en plus lente avec l'augmentation du temps de contact jusqu'à l'équilibre.

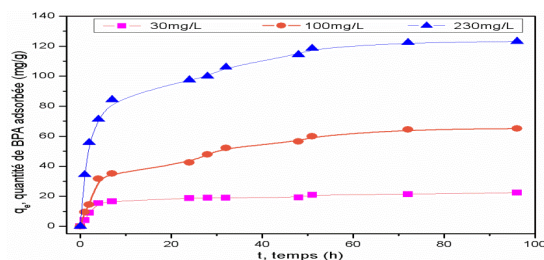


Figure 4. Capacité d'adsorption de BPA en fonction de temps et de la concentration initiale de BPA ($m=50mg$, $T=25^\circ C$, $pH=7$)

La **Figure 4** montre que l'efficacité d'adsorption de BPA augmente avec le temps et la concentration initiale. Le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre est variable en fonction de la concentration initiale. La quantité des molécules de BPA adsorbée à faible concentration initiale ($30 mg.L^{-1}$) est atteinte à un temps d'équilibre d'adsorption environ de 10h. Dans le cas de concentrations plus élevées (100 et $230 mg.L^{-1}$), le temps nécessaire à l'équilibre était environ de 48h. Cependant, les données expérimentales étaient mesurées à 96 heures pour obtenir un équilibre total. La capacité d'adsorption à l'équilibre augmente respectivement de 23.9 à 123 $mg.g^{-1}$, avec augmentation de la concentration initiale en BPA de 30 à $230 mg.L^{-1}$, respectivement. Cette constatation indique que la concentration initiale de cette molécule étudiée joue un rôle important dans leur adsorption sur le A-OB [13, 18]. Un phénomène similaire a été observé pour l'adsorption de bisphenol A à partir d'une solution aqueuse sur un charbon actif [4].

III.2.3. Modélisation de la cinétique :

Tous les paramètres cinétiques calculés et les valeurs de coefficient de corrélation à partir des formes linéaires de différent modèle (Figure 5, Figure 6) en fonction de la concentration d'adsorbat sont consignés dans le Tableau 2. En basant sur les coefficients de corrélation R^2 relatifs à la linéarité des droites pour montrer le type qui décrit mieux le modèle d'adsorption.

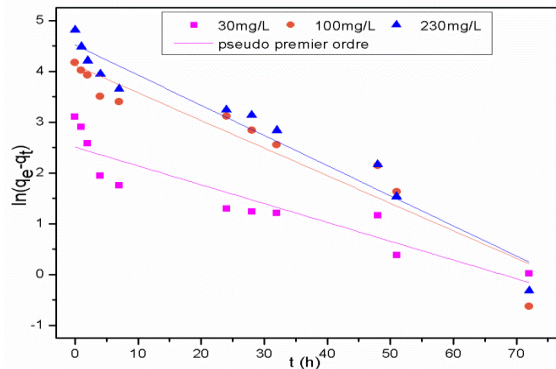


Figure 5. Cinétique du pseudo premier ordre d'adsorption de BPA ($m=50\text{mg}$, $T=25^\circ\text{C}$, $\text{pH}=7$)

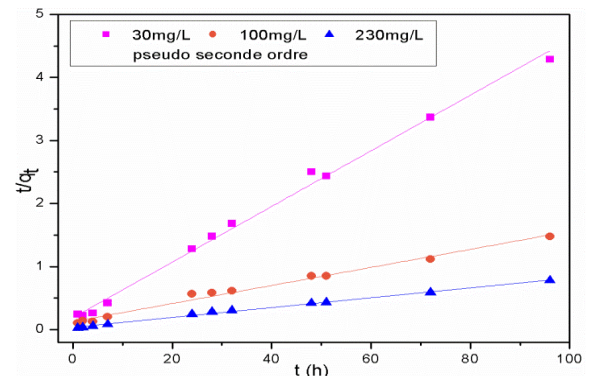


Figure 6. Cinétique du pseudo second ordre d'adsorption de BPA ($m=50\text{mg}$, $T=25^\circ\text{C}$, $\text{pH}=7$)

D'après les résultats obtenus, indiqués dans le Tableau 2, on peut dire que le système d'adsorption d'adsorbat BPA sur le A-OB étudié confirme mieux le modèle de pseudo-seconde ordre en raison de la valeur élevée de coefficient de corrélation ($R^2 > 0.995$), et en bon accord entre les résultats expérimentaux et calculés ($q_{e,exp}$ et $q_{e,cal}$) c'est-à-dire les valeurs calculés par le modèle de pseudo seconde ordre ($q_e = 22.65, 69.83$ et 127.38mg/g) sont très proche de celles déterminée expérimentalement ($q_e = 22.39, 65.06$ et 123.15mg/g). Ces résultats corroborent plusieurs études [9, 12, 14].

Tableau 2. Les valeurs de paramètres des deux modèles pseudo premier et seconde ordre.

Model Paramètres C_0 (mg .L ⁻¹), BPA	Pseudo premier ordre			Pseudo seconde ordre		
	K_1 (min ⁻¹)	q_e (mg .g ⁻¹)	R^2	K_2 (g (mg.min) ⁻¹)	q_e (mg .g ⁻¹)	R^2
30	0.0371	12.28	0.834	0.0103	22.65	0.995
100	0.0542	61.40	0.905	0.0016	69.83	0.998
230	0.0593	91.67	0.943	0.0017	127.38	0.996

L'explication du mécanisme associé à l'adsorption de BPA sur le A-OB à une échelle de temps est un processus chimique qui est basé sur l'hypothèse de l'étape cinétiquement déterminante, donc elle peut être une chimisorption impliquant les forces de valence par le partage ou l'échange d'électrons entre adsorbat-adsorbant [12, 16-18].

III.2.4. Modélisation d'isotherme d'adsorption:

Les deux modèles de Langmuir et Freundlich sont utilisés pour la modélisation des données expérimentales de l'isotherme d'adsorption de BPA sur A-OB qui sont détaillés dans notre article [9]. Pour l'isotherme d'adsorption de BPA (Figure 7), le modèle de Langmuir est celui qui décrit mieux les données expérimentales, avec un coefficient de corrélation de 0,984 pour l'adsorbant A-OB.

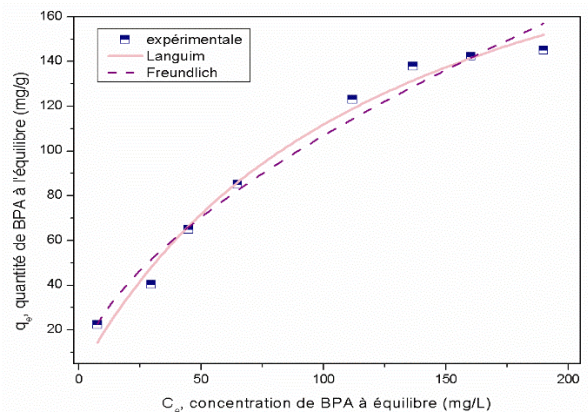


Figure 7. Isotherme d'adsorption de Langmuir et Freundlich de BPA par A-OB

Selon le modèle de Langmuir [9], les valeurs de q_m et K_L présentées dans le Tableau 3, indiquent qu'il y a adsorption des molécules de BPA avec formation

d'une monocouche à la surface d'adsorbant. Il s'agit d'une adsorption localisée sur des sites bien définis d'adsorbant, susceptibles de ne fixer qu'une seule molécule (processus d'adsorption de type chimisorption). La valeur de la constante de Langmuir R_L étant inférieure à 1 (Tableau 3), et celle de la constante de Freundlich $1/n$ étant comprises entre 0,1 et 1 (Tableau 3), nous pouvons

conclure que l'adsorption de BPA sur notre adsorbant biomatériau peut être décrite à la fois par les deux modèles étudiés. Les capacités d'adsorption maximales d'adsorbant sur le BPA est de 252.9mg/g, en utilisant le modèle de Langmuir.

Tableau 3. Les constantes d'isothermes d'adsorption de BPA sur A-OB.

Model	Langmuir			Freundlich		
	Paramètre	$q_m(\text{mg.g}^{-1})$	$K_L (\text{L.mg}^{-1})$	R^2	$1/n$	$K_F(\text{mg/g})(1/\text{mg})^{1/n}$
BPA	252.9	0.0079	0.984	0.1484	6.7	0.969

IV. Conclusion :

Notre travail a montré que le biomatériau développé au moyen de l'encapsulation d'une bentonite activée organophile par l'alginate de sodium (A-OB) a permis de créer un adsorbant avec des caractéristiques adsorptives plus performantes. L'étude de l'adsorption d'un perturbateur endocrinien BPA en système batch, nous a permis de constater que leur élimination est meilleure aux pH compris entre 2 et 7, la capacité d'adsorption augmente avec l'augmentation de la concentration initiale. L'isotherme de Langmuir ainsi que l'isotherme de Freundlich sont favorable pour l'adsorption de BPA sur l'adsorbant A-OB avec une quantité d'adsorption maximale de 252.9mg/g selon Langmuir. Donc, On peut dire que les résultats de notre étude, peuvent être qualifiés d'importants, encourageants et originaux, notamment qu'ils mettent l'accent sur l'utilisation de produits naturels biodégradables dans la préservation de l'environnement.

V. References

1. S. Peretz, et O. Cinteza. Removal of some nitrophenol contaminants using alginate gel beads. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. (2008), 319(1-3): 165-172.
2. F. Veglio, A. Esposito et A. P. Reverberi. Copper adsorption on calcium alginate beads: Equilibrium pH-related models. Hydrometallurgy. (2002), 65(1): 43-57.
3. H. Aksas, H. Cherifi-Nacy, N. Babaci, K. Louhab Etude potentielle de mélange des adsorbants naturels (grignons d'olive et noyaux de dattes) pour l'adsorption du chrome Algerian Journal of Environmental Science and Technology (2016) Vol.2. No2.
4. Guifang Liua, JunMab, Xuchun Li , Qingdong Qin, Adsorption of bisphenol A from aqueous solution onto activated carbons with different modification treatments Journal of Hazardous Materials 164 (2009) 1275–1280.
5. N. Guendouz, H. Rezzaz-Yazid, Etude de la biosorption d'un colorant basique sur un matériau végétal en système dynamique,

Algerian Journal of Environmental Science and Technology (2016) Vol.2. No1.

6. M. Nabiev, O. Kaddour, A.M. Nabieva, N. Khettab, SN. Gater, Purification des eaux usées de l'industrie textile polluée par des colorants organiques synthétiques à l'aide des déchets industriels et des mélanges matériaux locaux, Algerian Journal of Environmental Science and Technology (2015)Vol.1. No2.
7. Ying Cheng, Hong Yan Lin, Zuliang Chen, Mallavarapu Megharaj, Ravi Naidu Biodegradation of crystal violet using Burkholderia vietnamiensis C09V immobilized on PVA–sodium alginate–kaolin gel beads Ecotoxicology and Environmental Safety 83 (2012) 108–114.
8. Amit Kumar Nayak, Biswarup Das, Ruma Maji Calcium alginate/gum Arabic beads containing glibenclamide: Development and in vitro characterization International Journal of Biological Macromolecules 51 (2012) 1070–1078.
9. Abeer S. Elsherbiny Adsorption kinetics and mechanism of acid dye onto montmorillonite from aqueous solutions: Stopped-flow measurements Applied Clay Science 83–84 (2013) 56–62
10. Nassima Djebri, Mokhtar Boutahala, Nacer-Eddine Chelali, Nadia Boukhalfa, Larbi Zeroual, Enhanced removal of cationic dye by calciumalginate/organobentonite beads: Modeling, kinetics, equilibriums,thermodynamic and reusability studies, International Journal of Biological Macromolecules 92 (2016) 1277–1287.
11. Lucilene Betega de Paiva, Ana Rita Morales, Francisco R. Valenzuela Díaz, Organoclays: Properties, preparation and applications Review article Applied Clay Science 42 (2008) 8–24
12. H.Cherifi-Naci, S. Boughrara, K. Louhab, Efficacité des Argiles à Piliers d'oxydes d'Aluminium et de Fer pour l'élimination du Cu (II) à partir des Solutions Aqueuses, Algerian Journal of Environmental Science and Technology (2015) Vol.1. No3.
13. Nadia Boukhalfa, Mokhtar Boutahala, Nassima Djebri, Synthesis and characterization of ZnAl-layered double hydroxide and organo-K10 montmorillonite for the removal of diclofenac from aqueous solution Adsorption Science & Technology 2016 0(0) 1–17 .
14. Hassina Zaghouane-Boudiaf, Mokhtar Boutahala, Equilibrium and kinetics studies of 2,4,5-trichlorophenol adsorption onto

organophilic-bentonite Desalination and Water
Treatment 24 (2010) 47–54.

thermodynamic studies Applied Clay Science 69
(2012) 99–107.

Please cite this Article as:

Djebri N., Boukhalfa N., Boutahala M., Chelali N., Préparation des biomatériaux d'hydrogels à base d'argile et d'alginate (algues brunes): application environnementale, *Algerian J. Env. Sc. Technology*, 3:3-B (2017) 532-538

15. N. Benosmane, B. Boutemeur, Safouane.M. Hamdi, and Maamar Hamdi, The Removal of Phenol From Synthetic Wastewater Using Calix(4)Resorcinarene Derivative Based Polymer Inclusion Membrane, *Algerian Journal of Environmental Science and Technology* (2016)Vol.2. No2.
16. Sousna Sahnoun, Mokhtar Boutahala, Hassina Zaghouane-Boudiaf, Larbi Zerroual, Trichlorophenol removal from aqueous solutions by modified halloysite: kinetic and equilibrium studies, *Desalination and Water Treatment* (2015) 1–11.
17. H. Zaghouane-Boudiaf, M. Boutahala, Kinetic analysis of 2,4,5-trichlorophenol adsorption onto acid-activated montmorillonite from aqueous solution, *Int. J. Miner. Process.* 100 (2011) 72–78.
18. S. Gammoudi, N. Frini-Srasra, E. Srasra, Influence of exchangeable cation of smectite on HDTMA adsorption: Equilibrium, kinetic and