

Traitement d'une eau naturelle polluée par adsorption sur du charbon actif (CAK) préparé à partir de tourteaux de karité

Ibrahim Tchakala^{1,*}, Tomkouani Kodom¹, Mande Seyf-Laye Alfa-Sika²,
Moctar L. Bawa¹, Gbandin Djaneye-Boundjou¹

(1) Laboratoire de chimie des Eaux, Faculté Des Sciences, Université de Lomé, TOGO ; Tel : (+228) 23 20 24 30.

(2) Beijing Key Laboratory of Water Resources & Environmental Engineering, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, P.R. China)
Faculté des Sciences et Techniques, Université de Kara, Togo BP 404 Tel: +228 266 10266

Correspondance : ibrahimtchakala@gmail.com

RÉSUMÉ

Le présent travail a pour but l'utilisation d'un charbon actif (CAK) préparé à partir de tourteaux de karité pour l'adsorption de polluants organiques et inorganiques d'une eau naturelle (lagune de Bè). Le charbon actif CAK présente une surface BET de $1148 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ et un volume poreux de $0,607 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$. Il est essentiellement microporeux avec un volume de micropores représentant plus de 70 % du volume total des pores. L'étude de laboratoire menée en batch a permis de déterminer des temps de contact optimaux de 10 h pour les polluants organiques seuls et 15 h pour l'ensemble des polluants organiques et inorganiques. L'influence du dosage en charbon actif sur les performances d'adsorption a également été étudiée. L'établissement des isothermes d'adsorption a montré que l'adsorption de l'ensemble des polluants organiques et/ou inorganiques est bien décrite par les modèles à l'équilibre de Langmuir et de Freundlich. Dans les conditions expérimentales utilisées, les capacités maximales d'adsorption des polluants par gramme de charbon actif ont été déterminées respectivement égales à $12,66 \text{ mg/g}$ pour l'ensemble des polluants organiques et inorganiques et à $11,24 \text{ mg/g}$ pour les polluants organiques.

MOTS-CLÉS : modèle cinétique, charbon actif CAK, DCO et DBO, isothermes d'adsorption

ABSTRACT

The study concerns organic and inorganic pollutants and its removal from natural water (Be Lagoon) using activated Shea cake (CAK). The activated carbon CAK has the following characteristics : BET surface area is equal to $1148 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ and the pore volume is equal to $0.607 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$. This activated carbon is essentially microporous with the volume of micropores representing over 70% of the total pore volume. The "batch method" was used for pollutant removal and it reveals that the contact time values are equal to 10 h for BOD and 15 h for COD. A systematic study was done to assess the influence of the mass of activated carbon on its adsorption capacity of BOD and COD. The Langmuir and Freundlich isotherm models agreed with experimental data. The maximum adsorption capacity obtained using Langmuir isotherm model was 12.66 mg/g for all the organic and inorganic pollutants and 11.24 mg/g for organic pollutants only.

KEYWORDS : kinetic model, activated carbon CAK, COD and BOD, adsorption isotherms

Traitement d'une eau naturelle polluée par adsorption sur du charbon actif (CAK) préparé à partir de tourteaux de karité

Ibrahim Tchakala, Tomkouani Kodom, Mande Seyf-Laye Alfa-Sika,
Moctar L. Bawa, Gbandin Djaneye-Boundjou

INTRODUCTION

L'accès à l'eau potable constitue l'un des plus grands défis actuels et futurs de l'humanité. L'organisation mondiale de la santé (OMS) considère que 80 % des maladies qui affectent la population mondiale sont directement véhiculées par l'eau : 400 millions de personnes sont atteintes de gastro-entérites, 160 millions de paludisme et 30 millions d'onchocercose (Desjardins, 1997). La croissance démographique notamment citadine conduit à une hausse drastique des besoins en eau. Ainsi à l'occasion du Sommet du Millénaire des Nations Unies en Septembre 2000, les problèmes d'accès à l'eau ont été identifiés comme l'un des huit Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD). En vue de préserver la qualité de notre environnement ainsi que la santé publique, les réglementations du traitement des polluants sont en perpétuelle évolution vers des normes de plus en plus contraignantes. Aussi la problématique des polluants organiques ou minéraux, dont les « micropolluants » présents à l'état de traces, apparaît aujourd'hui comme un enjeu majeur dans le traitement des eaux usées urbaines ou industrielles et dans la production d'eaux potables.

Les techniques visant à la dégradation des polluants par voie biologique ou par oxydation chimique montrent leurs limites car elles sont souvent confrontées à des espèces peu biodégradables ou réfractaires aux oxydants chimiques (O_3 , Cl_2 ...) et peuvent induire des réactions secondaires ou parasites (Rodier J., 2005). D'autres techniques visent à éliminer les polluants de la phase aqueuse en les transférant dans une autre phase. C'est le cas de l'adsorption sur charbon actif (Shaobin W et Zhu ZH, 2007 ; Yahya S. Al-Degs, *et al.* 2008) ou autres supports, de la précipitation (coagulation, floculation, sédimentation), ou de l'osmose inverse. Parmi ces méthodes, l'adsorption sur charbon actif a été utilisée intensivement due à l'efficacité et à la grande capacité d'adsorption de ce matériau (Senthilkumaar S, *et al.* 2006 ; Mohd AA et Nazira KR, 2011 ; Hameed BH et Daud FBM, 2008 ; Sheikha SA, 2010).

La présente étude a pour but de caractériser les performances du charbon actif CAK préparé à partir de tourteaux de karité vis-à-vis de l'adsorption de polluants organiques et inorganiques contenus dans les eaux polluées de la lagune de Bè. Les influences du temps de contact et du dosage en charbon actif sur l'adsorption des polluants ont été étudiées, et les isothermes d'adsorption à l'équilibre ont été établies.

I. Matériel et Méthodes

I.1. Préparation et caractérisation du charbon actif CAK

Le charbon actif CAK a été préparé à partir de tourteaux de karité selon le protocole suivant. Des tourteaux broyés à une taille de particules inférieure ou égale à 0,8 mm sont trempés pendant 6 h dans une solution d'acide phosphorique de concentration égale à 40 % pour un rapport d'imprégnation égal à 1,5 ; puis carbonisés à 450 °C pendant 2 h (Tchakala I. *et al.*, 2012). Les caractéristiques chimiques (fonctions chimiques de surface, pH au point de charges nulles) du charbon CAK ont été déterminées respectivement à partir des méthodes de Boehm (Boehm, 1966, Baudu M. *et al.* 2001) et de Lopez-Ramon (Lopez-Ramon MW *et al.* 1999). Sa texture a été déterminée par adsorption d'azote à 77 K lors de travaux antérieurs (Tchakala I. *et al.*, 2014).

I.2. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

Les polluants organiques et minéraux ont été dosés globalement par mesure de DCO. Le principe de cette détermination est basé sur l'oxydation par un excès de dichromate de potassium en milieu acide et à l'ébullition des matières oxydables contenues dans la solution aqueuse analysée, en présence de sulfates d'argent comme catalyseur et du sulfate de mercure comme agent complexant.

I.3. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO)

La Demande Biochimique en Oxygène détermine la quantité d'oxygène, exprimée en milligramme qui est consommée dans les conditions d'essai (Incubation durant cinq jours, à 20 °C et à l'obscurité) par certaines matières présentes dans un litre d'eau, notamment pour assurer leur dégradation. Le principe de cette détermination est basé sur la consommation en oxygène du milieu étudié compensée par un apport d'oxygène pur. La mesure de la quantité d'oxygène par rapport au temps correspond à la Demande Biochimique en Oxygène du milieu dans les conditions données.

1.4. Dispositif expérimental d'adsorption en batch

Les expériences d'adsorption des polluants contenus dans l'eau par le charbon actif CAK ont été réalisées en « méthode batch » dans des erlenmeyers de 100 ml, à température ambiante (30 ± 2 °C) et à une vitesse d'agitation de 300 tours/minute. Les effets du temps de contact et de la masse de charbon actif ont été étudiés. Après un temps de contact suffisamment long pour atteindre un équilibre, les solutions sont filtrées sur papier filtre (Double Rings Filter Paper) et la solution aqueuse est analysée pour déterminer la concentration résiduelle en polluants. La capacité maximale d'adsorption à l'équilibre Q_e (mg/g) des polluants a été calculée selon l'équation (1) :

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \quad (1)$$

Où C_0 et C_e (mg/L) représentent respectivement la concentration initiale et à l'équilibre dans la solution, V le volume de la solution et m la masse de charbon actif sec utilisé.

1.5. Influence du temps de contact

La procédure expérimentale suivie consiste à mettre en contact 1 g de charbon actif en poudre dans une série de fioles identiques contenant chacune 100 ml d'eau naturelle de la lagune de Bè à une concentration initiale de : $[DCO]_0 = 75,2$ mgO₂/L, $[DBO]_0 = 30,1$ mgO₂/L. L'ensemble est maintenu en agitation constante à température ambiante. A intervalles de temps réguliers, le contenu de l'une des fioles est vidé, filtré et la solution analysée, et ainsi de suite jusqu'à la dernière fiole. La teneur en polluants sorbés à chaque instant Q_t (mg/g) a été calculée par la relation suivante :

$$Q_t = \frac{(C_0 - C_t) \cdot V}{m} \quad (2)$$

Où C_t (mg/L) représente la concentration en solution à l'instant t (min).

1.6. Influence du dosage en charbon actif

La méthode consiste à introduire dans plusieurs erlenmeyers des masses variables de charbon actif, un même volume (100 ml) d'eau de la lagune de Bè. L'ensemble est agité dans

les mêmes conditions pendant une durée supérieure au temps d'équilibre. A l'équilibre, les solutions sont filtrées et la concentration résiduelle des polluants mesurée en solution.

2. Résultats

2.1. Caractérisation du charbon actif CAK

Nos travaux précédents (Tchakala I. et al., 2012) ont révélé que le charbon actif CAK présente un pH au point de charge nulle (pH_{PZC}) légèrement acide (6,8) ; contient plus de fonctions acides (6,2 meq/g) que de fonctions basiques (1,2 meq/g CA-K). Les analyses structurales (tableau 1) révèlent que le charbon actif CAK possède une surface spécifique égale 1148 m²/g et un volume poreux égal à 0,607 cm³.g⁻¹. Ce charbon actif est essentiellement microporeux avec des volumes microporeux représentant plus de 70 % du volume poreux total. Il a un diamètre moyen de pores (par BET) relativement petit, presque à la limite de la microporosité.

2.2. Influence du temps de contact sur l'abattement de la DCO et de la DBO

La figure 1 présente l'évolution du pourcentage d'abattement de la DCO et de la DBO en fonction du temps à 30 °C pour une solution de volume égal à 100 mL, contenant respectives $[DCO]_0 = 75,2$ mgO₂/L, $[DBO]_0 = 30,1$ mgO₂/L et une masse de 1 g de charbon actif.

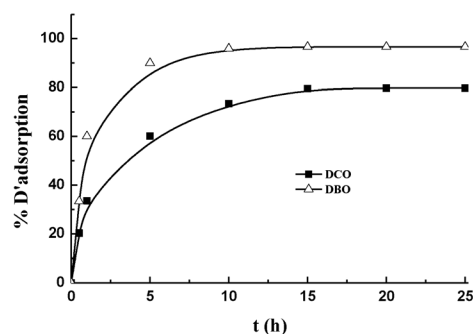


Figure 1 : Influence du temps de contact sur l'abattement de la DCO et de la DBO par le charbon actif CAK ($V = 100$ ml, $m_{CA} = 1$ g, $[DCO]_0 = 75,2$ mgO₂/L, $[DBO]_0 = 30,1$ mgO₂/L)

Tableau 1 : Caractéristiques texturales du charbon actif CAK

| | |
|--|-------|
| Surface spécifique (S_{BET}) m ² /g | 1148 |
| Surface micropore (S_{mic}) m ² /g | 1005 |
| Surface externe (S_{ex}) m ² /g | 143 |
| Volume poreux total (V_p) cm ³ .g ⁻¹ | 0,607 |
| Volume microporeux cm ³ .g ⁻¹ | 0,435 |
| Volume mésoporeux cm ³ .g ⁻¹ | 0,172 |
| Diamètre moyen de pores d'adsorption par BET Å | 21,16 |

Les résultats montrent que l'adsorption est rapide durant la ou les premières heures, puis une adsorption plus lente est observée, dont la vitesse décroît à partir de la 2^{ème} heure environ. Pour la DBO l'équilibre est atteint au bout 10 h, correspondant à un abattement de plus de 96 %, alors que pour la DCO, le temps d'équilibre est de 15 h et ne correspond qu'à un abattement d'environ de 70 %. Par ailleurs l'extension du temps de contact jusqu'au-delà de 15 h ne conduit à aucune amélioration des pourcentages d'abattement de la DCO et de la DBO.

2.3. Cinétique d'adsorption

La cinétique d'abattement de DBO et DCO a été examinée en utilisant les modèles cinétiques du pseudo-premier ordre et du pseudo-second ordre dont les équations sont respectivement :

$$\ln(q_e - q) = \ln q_e - k_1 t \quad (3) \text{ et}$$

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k_2 \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e} \cdot t \quad (4)$$

Avec q_e et q (mg/g) représentant les quantités de polluants adsorbés respectivement à l'équilibre et à un temps t , et k_1 (min^{-1}) et k_2 (g/mg.min) constantes cinétiques de la réaction d'adsorption. Les tracés de $\ln(q_e - q)$ et de t/q en fonction du temps t donnent des droites (figures non représentées). Les constantes cinétiques sont regroupées dans le tableau 2.

Les valeurs des coefficients de corrélation r_1^2 et r_2^2 des deux modèles cinétiques sont supérieures à 0,9. La valeur du $q_{e, \text{exp}}$ déterminée expérimentalement dans les essais à l'équilibre est plus proche de celle de $q_{e, 2^{\text{th}}}$ déterminée avec le modèle de pseudo second ordre que de $q_{e, 1^{\text{th}}}$ déterminée avec le modèle de pseudo premier ordre. Par ailleurs, les courbes représentant la diffusion intra particule (figure non représentée) présentent une multi linéarité indiquant l'existence de trois étapes : La première légèrement concave entre 0 à 60 min caractérise le phénomène de diffusion à la surface externe du charbon actif CAK (adsorption instantanée). La deuxième partie linéaire entre 1 à 10 h caractérise l'étape d'adsorption graduelle. La troisième un plateau au-delà de 10 h caractérise l'étape d'équilibre d'adsorption. Les valeurs des constantes de diffusion intra particules sont égales à 2,549 $\text{mg/g} \cdot \text{min}^{1/2}$ pour

DCO et 8,468 $\text{mg/g} \cdot \text{min}^{1/2}$ pour DBO. Par ailleurs les valeurs des constantes de diffusion des pores sont respectivement égales à $6,00 \cdot 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ pour DCO et $13,33 \cdot 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ pour DBO.

2.4. Influence de la masse du charbon actif sur l'abattement de DBO et de DCO

La figure 2 présente l'évolution du pourcentage d'abattement de la DCO et de la DBO en fonction de la masse du charbon actif utilisé dans les essais pour un même volume de 100 mL de solution à une même concentration initiale.

De manière logique et comme déjà rapporté par de très

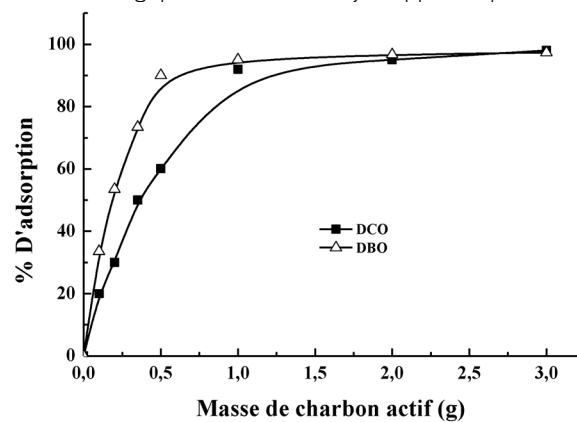


Figure 2 : Influence du dosage en charbon actif CAK sur l'abattement de la DCO et de la DBO ($V = 100 \text{ ml}$, $t = 15 \text{ h}$, $[\text{DCO}]_0 = 75,2 \text{ mgO}_2/\text{L}$, $[\text{DBO}]_0 = 30,1 \text{ mgO}_2/\text{L}$)

nombreux auteurs, on constate que les pourcentages d'adsorption augmentent avec la masse de charbon actif utilisée, allant ici jusqu'à plus de 98 % d'abattement de la DCO et de la DBO.

2.5. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption sont obtenues par la représentation à l'équilibre de Q_e (teneur en polluants sorbés) en fonction de C_e (concentration en solution). Le résultat obtenu

Tableau 2 : Constantes cinétiques du pseudo premier et second ordre pour l'abattement de DCO et DBO

| Paramètres | Cinétique Pseudo 1 ^{er} ordre | | | Cinétique pseudo 2 nd ordre | | | $q_{e, \text{exp}}$ (mg/g) |
|------------|--|-----------------------------|-------------------------------|--|------------------|-------------------------------|----------------------------|
| | r_1^2 | k_1 (min^{-1}) | $q_{e, 1^{\text{th}}}$ (mg/g) | r_2^2 | k_2 (g/mg.min) | $q_{e, 2^{\text{th}}}$ (mg/g) | |
| DBO | 0,96 | 0,38 | 2,81 | 0,99 | 0,23 | 2,5 | 2,4 |
| DCO | 0,99 | 0,40 | 5,75 | 0,99 | 0,24 | 6,96 | 7,27 |

expérimentalement (Figure 3) montre que la forme des 2 isothermes d'adsorption est de type Freundlich et Langmuir :

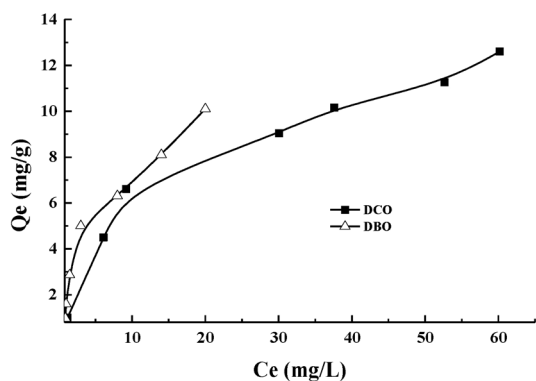


Figure 3 : Isotherme d'adsorption en terme de la DCO et de la DBO ($V = 100$ ml, $[DCO]_0 = 75,2$ mgO₂/L, $[DBO]_0 = 30,1$ mgO₂/L, $t = 15$ h)

La figure 4 montre la corrélation entre les résultats expérimentaux et les représentations linéaires des deux modèles (isothermes de Langmuir et de Freundlich).

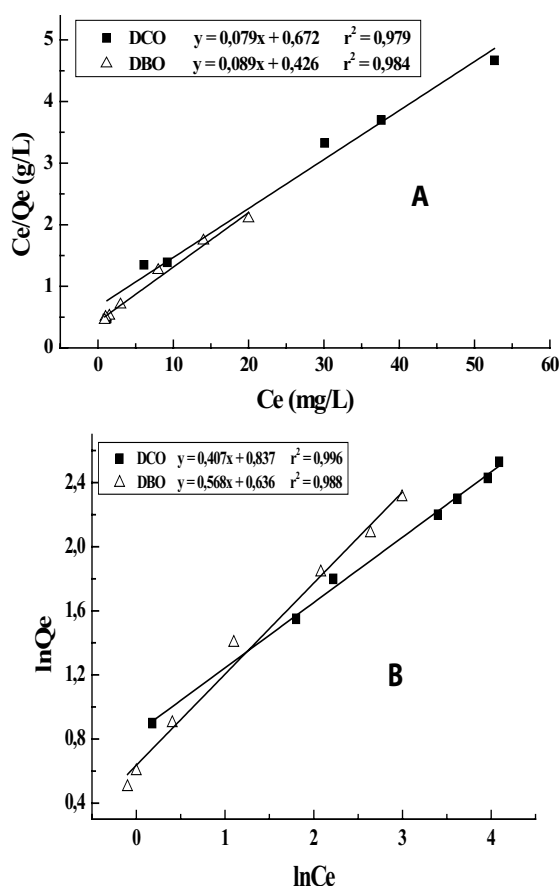


Figure 4 : Transformées linéaires des isothermes de Langmuir (A) et de Freundlich (B)

Les principaux paramètres caractérisant les modèles de Langmuir et Freundlich pour la DBO et la DCO sont résumés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Valeurs des paramètres d'adsorption Q_0 , K_L , n et K_F pour la DCO et la DBO

| | FREUNDLICH | | | LANGMUIR | | |
|-------------|------------|-------|-------|----------|-------|-------|
| | n | K_F | R^2 | Q_0 | K_L | R^2 |
| DCO* | 2,46 | 2,3 | 0,996 | 12,66 | 0,12 | 0,979 |
| DBO* | 1,76 | 1,9 | 0,988 | 11,24 | 0,21 | 0,984 |

* paramètres exprimés en mg O₂/g CA et utilisés pour un suivi global des polluants.

Les résultats du tableau 3 suggèrent que l'adsorption des polluants suivis de manière globale par les paramètres de DBO et de DCO peut être décrite indifféremment ou presque par les isothermes de Freundlich, (coefficient de corrélation $R^2 > 0,98$), et de Langmuir ($R^2 > 0,97$). Les valeurs de K_F sont inférieures à 2,3 mg/g.

3. Discussion

3.1. Influence du temps de contact

Les résultats obtenus à l'issue de ces expériences ont montré l'existence de deux tendances au cours du temps. Une première tendance rapide entre 0 et 60 min. Les abattements atteignent 60 % et 30 % respectivement pour la DBO et la DCO après 60 min de contact ; une deuxième tendance lente après 60 min. L'abattement ralentit graduellement jusqu'à l'équilibre. Cela peut s'expliquer d'une part par la baisse des gradients de concentration au fur et à mesure de l'adsorption qui a une incidence directe sur la cinétique. D'autre part, les résultats suggèrent la présence de deux groupes de composés à comportements différents. En effet nous avons obtenu un temps d'équilibre (15 H) plus long pour la DCO que pour la DBO (10 H). Il est reconnu que les charbons actifs ont une grande affinité pour les composés organiques (Kurniawan TA *et al.* 2006), et une affinité moyenne pour certains composés inorganiques (Sekirifa ML et Hadj-Mohammed M, 2005). Or la DBO ne prend en compte que les composés organiques. La DCO prend en compte les composés organiques mais également certains composés. Par ailleurs, le modèle cinétique du pseudo-second ordre donne une meilleure description de la cinétique de la réaction d'adsorption de la DBO et de la DCO sur le charbon actif CAK. Toutes les valeurs de k_i indiquent que la diffusion intra particules est une étape déterminante dans l'adsorption des polluants sur le charbon actif CAK. Les valeurs des coefficients de diffusion des pores D ($r_0 = 0,02$ cm) sont légèrement supérieures à 10^{-8} cm²/s indiquant que le processus d'adsorption des polluants est gouverné par la diffusion au sein des pores.

3.2. Isothermes d'adsorption

Les isothermes obtenues suivent les modèles de Freundlich et de Langmuir. Les valeurs moyennes de K_F ($K_F = 2,31$ mg/g pour la DCO et $K_F = 1,89$ mg/g pour la DBO) indiquent une affinité moyenne du charbon actif pour l'ensemble des polluants organiques et inorganiques. La capacité maximale d'adsorption Q_0 , exprimée en DCO (12,66 mg O_2 /g CA) est légèrement plus élevée que celle exprimée en DBO (11,24 mg O_2 /g CA), comme l'ont déjà rapporté d'autres auteurs. Par exemple, Sekirifa M.L. et Hadj-Mohammed M. (2005) ont obtenu 50 mg O_2 /g CA en DCO et 51,4 mg O_2 /g CA en DBO sur un charbon actif commercial.

CONCLUSION

Il ressort de cette étude que le charbon actif CAK est capable de retenir les matières organiques et inorganiques en milieu aqueux. Il montre ainsi qu'il est possible de valoriser des sous-produits agroalimentaires en charbon actif par simple pyrolyse. Cependant, avec une capacité maximale d'adsorption égale à 12,66 mg/g (pour l'adsorption des polluants organiques et inorganiques estimés par mesure globale de DCO) et 11,24 mg/g (pour l'adsorption des polluants organiques seuls estimés par mesure globale de DBO) le charbon actif CA-K apparaît comme un adsorbant d'efficacité moyenne.

Références bibliographiques

Baudu M., *et al.*, Prévion de l'adsorption de molécules organiques en solution aqueuse en fonctions de quelques caractéristiques physico-chimiques de charbons actifs. *Water Qual. Res. J. Canada.*, 2001, 36 (4), pp: 631–657.

Boehm H., *Chemical identification of surface groups*. Academic Press, London ; 1966, pp : 179-274.

Desjardins R., *Le traitement des eaux*, Presses inter Polytechnique, 1997, ISBN 2553006438, 9782553006432, pp : 304.

Hameed B.H and Daud F.B.M, Adsorption studies of basic dye on activated carbon derived from agricultural waste: *Hevea brasiliensis* seed coat. *Chemical Engineering Journal* 2008. 139, pp: 48–55.

Kurniawan Ta; Lo WH; Chan Gys, Physico-chemical treatment for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater*; 2006, 129, pp: 80–100.

Lopez-Ramon MV, *et al.*, On the characterization of acidic and basic surface sites on carbons by various techniques. *Carbon*. 1999; 37, pp : 1215-1221.

Mohd AA and Nazira KR, Equilibrium, kinetics and thermodynamic of Remazol Brilliant Orange 3R dye adsorption on coffee husk-based activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 170, pp : 154-161.

Rodier J., *L'analyse de l'eau : eaux naturelles ; eaux résiduaires ; eaux de mer*. 8^{ème} édition DUNOD, PARIS, 2005, 1383 p.

Sekirifa ML ;Hadj-Mohammed M, Etude comparative de la capacité adsorbante d'un charbon actif issu de noyaux de dattes et un charbon actif commercial. *Sciences & Technologie*, 2005, 23, pp : 55-59

Senthilkumaar S, *et al.*, Adsorption of dissolved reactive red dye from aqueous phase onto activated carbon prepared from agricultural waste, *Bioresour. Technol.*, 2006, 97, pp : 1618–1625.

Shaobin W and Zhu ZH, Effects of acidic treatment of activated carbons on dye adsorption. *Dyes and Pigments*, 2007, 75, pp : 306-314.

Sheikha SA, Kinetic and equilibrium adsorption of methylene blue and remazol dyes onto steam-activated carbons developed from date pits. *Journal of Saudi Chemical Society*, 2010, 14, pp : 47–53.

Tchakala I, *et al.*, Optimisation du procédé de la préparation des Charbons Actifs par voie chimique (H_3PO_4) à partir des tourteaux de Karité et des tourteaux de Coton. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 2012, 6 (1) pp : 461-478.

Tchakala I, Bawa L *et al.*, Kinetics of the Adsorption of Anionic and Cationic Dyes in Aqueous Solution by Low-Cost Activated Carbons Prepared from Sea Cake and Cotton Cake., *American Chemical Science Journal*, 2014, 4(1) pp : 38-57.

Yahya S., Al-Deggs *et al.*, Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon. *Dyes and Pigments*, 2008, 77 : pp : 16-23.