



REMOÇÃO DE AURAMINA-O DE SOLUÇÃO AQUOSA POR ADSORÇÃO EM ARGILA CAULÍNICA: INVESTIGAÇÃO DA CINÉTICA DE ADSORÇÃO

RODRIGO O. GÓES¹, JOÃO A. L. OLIVEIRA¹, RICARDO J. F. MARTINS, MELISSA G. A. VIEIRA², MEURIS G. C. da SILVA² e SAMIRA M. L. CARVALHO^{1*}

¹Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Química

²Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Departamento de Desenvolvimento de Processos e Produtos

*e-mail: sleao@ufpa.br

RESUMO - Neste trabalho, argila (caulinítica) foi usada na remoção do corante Auramina-O (AO) do meio aquoso e aspectos referentes ao efeito da massa de adsorvente, concentração inicial do corante, pH da solução de corante e a cinética de adsorção foram investigados. Os ensaios de adsorção foram realizados, em duplicata, sistema batelada (*Shaker*), tempo de contato de 5 h. a 28 °C. Os valores de massa de argila (m) de 0,05 g, 0,1 g e 0,2 g; concentrações iniciais de corante (C_0) de 15, 20 e 25 mg. L⁻¹ e pH da solução entre (3,0 - 9,0) foram usados no estudo. Os melhores resultados foram observados nas condições experimentais: 0,05 g de argila, 15 mg. L⁻¹ de corante e pH natural (pH 5,6). Para avaliar os dados experimentais de cinética de adsorção foram testados os modelos de PPO e PSO, Difusão intrapartícula e a Equação de Boyd. O processo de adsorção investigado segue uma cinética de Pseudoprimera ordem. Os resultados indicaram que a difusão no filme é a etapa limitante da adsorção do corante (AO) por argila.

INTRODUÇÃO

Os corantes sintéticos, destacam-se entre os principais contaminantes do ecossistema aquático e, estes são empregados em diferentes segmentos industriais, como têxtil, papel, plástico, couro, cerâmica, cosméticos e outros. Porém, a ineficiência dos sistemas de tratamento das águas residuais, desses setores, causa a liberação, entre 10 a 20% dos corantes utilizado (Shamsipur e Rajabi, 2014).

Os corantes aromáticos, como a Auramina O (AO), representam uma classe significativa de poluentes, que devido a sua carcinogenicidade, mutagenicidade e teratogenicidade, estes corantes podem prejudicar a saúde humana (Shakeri *et al.*, 2020). A Auramina O (AO) é um corante catiônico de coloração amarela intensa que apresenta alta estabilidade após o tingimento e suas principais aplicações são no tingimento de papel, couro e têxteis (Asfaram *et al.*, 2015). O

corante AO é uma substância persistente no ambiente aquático, que diminui a passagem da luz solar, aumenta a demanda bioquímica (DBO) e química (DQO) de oxigênio, impede a fotossíntese, inibe o crescimento das plantas e entra na cadeia alimentar (ARDILA-LEAL *et al.*, 2021).

A adsorção é considerada uma alternativa versátil e eficiente na remoção de poluentes orgânicos de águas residuais, devido à sua simplicidade, facilidade de operação, vantagem para meios fluídos e capacidade de regeneração (Gupta e Saleh, 2013). Apesar de argila caulinita, em si, não ter um amplo histórico na área da adsorção, estudos mostraram um bom desempenho desse material, tanto na forma bruta quanto modificada, para diversos tipos de contaminantes, como: Auramina-O (Şenol *et al.*, 2022), corantes sintéticos (Ngulube *et al.*, 2017), corantes (Adeyemo *et al.*, 2017), níquel e manganês (Dawodu *et al.*, 2014) e eteramina (Magriotis *et al.*, 2014).

Neste trabalho, aspectos da adsorção de Auramina-O (AO) do meio aquoso por argila caulínica foram investigados. O material argiloso (argila natural) foi adquirido a partir de uma região, onde predomina o Grupo Barreiras, que é composto por uma sequência de sedimentos detríticos, variando de areias finas a grossas, argilas cinza-avermelhadas, com matriz caulínica. A argila usada tem elevada disponibilidade na região norte do Brasil. Portanto, a utilização desse recurso, em aplicações de adsorção de contaminantes ambientais, contribuirá para a pesquisa de processos de adsorção usando adsorventes de baixo custo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Adsorvente

O material utilizado, neste estudo foi um material argiloso (aqui denominado de argila) que foi purificado por processo de sedimentação e decantação, sem o uso de produtos químicos, de acordo com os procedimentos descritos por Azevedo (2015). As características do adsorvente são mostradas na Tabela 1. O material argiloso (argila) foi adquirido no Distrito Administrativo de Icoaraci, Estado do Pará, localizado na zona Noroeste da região Metropolitana de Belém (PA).

Tabela 1: Características da argila utilizada como adsorvente.

Parâmetro	Valores
Capacidade de troca catiônica (CTC) (mEq.100 g ⁻¹)	44,75
Diâmetro médio (D _{med}) (mm)	0,017
Distância interlamelar Quartzzo (Å)	4,25
Distância interlamelar Caulinita (Å)	7,14
Distância interlamelar Muscovita/Ilita (Å)	9,92
Massa específica (cm ³ . g ⁻¹)	2,6051
pH de ponto de carga zero (pH _{pcz})	2,2
Volume de poros (V _{poros}) (cm ³ . g ⁻¹)	0,6161
S _{BET} (Área de superfície específica) (m ² . g ⁻¹)	33,02

Fonte: Azevedo (2015).

Adsorbato

O corante utilizado foi Auramina-O (C.I. 41000); fórmula molecular (C₁₇H₂₂N₃:Cl); pKa = 10,2; M.M = 303,83 g. mol⁻¹, λ = 434 nm e pureza de 75%. O corante foi adquirido em sua forma sólida e pulverizada. A Figura 1 mostra a estrutura molecular do corante AO.

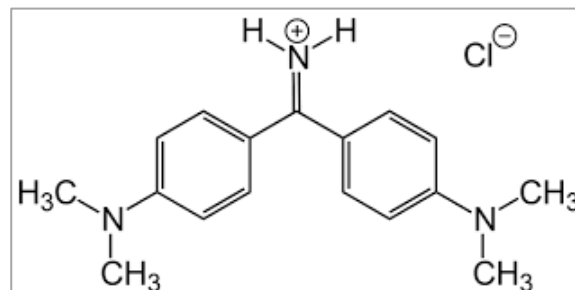


Figura 1: Estrutura molecular do corante AO

Ensaio de adsorção

As concentrações iniciais e em equilíbrio das soluções de corante (AO) foram determinadas usando o Espectrofotômetro UV/VISÍVEL (Bioespectro), comprimento de onda de 434 nm.

Após a preparação das amostras (volume total de 50 mL), os frascos Erlenmeyers (125 mL) foram colocados em um *Shaker* orbital (120 rpm) a temperatura de 26 °C por 5 h. Após o equilíbrio, as amostras foram centrifugadas usando uma centrífuga (Kasvi) por 15 minutos (3.600 rpm).

Os procedimentos foram realizados em duplicata.

A porcentagem de remoção de corante (R%) das soluções aquosas e a quantidade de corante adsorvido por unidade de massa de adsorvente em um tempo (t) e em equilíbrio (q_e) foram calculados usando as Equações 1, 2 e 3, respectivamente.

$$R(\%) = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \cdot 100 \quad (1)$$

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

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \cdot V \quad (3)$$

Em que, C₀ (mg. L⁻¹) é a concentração inicial do corante, C_t (mg. L⁻¹) e C_e (mg. L⁻¹) são as concentrações, em um tempo t e em equilíbrio, V é o volume da solução (L) e m é a massa do adsorvente (g).

Efeito da massa de adsorvente e da Concentração Inicial de Corante (AO) no Processo de Adsorção

Os ensaios de adsorção foram realizados nas seguintes condições experimentais: pH natural da solução de corante (pH 5,6); valores de massa de argila de 0,05, 0,1 e 0,2 g (material previamente seco a 100 °C em estufa por 24 h) e concentrações iniciais da solução (AO) de 15, 20 e 25 mg. L⁻¹.

Efeito do pH da solução de corante (AO) no Processo de adsorção

Nos ensaios foram utilizados: 0,05 g de argila (material seco a 100 °C em estufa por 24 h); 50 mL de solução de AO (15 mg. L⁻¹). Os valores de pH foram: 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0 e 9,0 (que foram ajustados por adição de soluções de NaOH e HCl).

Cinética de Adsorção

O estudo de cinética de adsorção foi realizado nas seguintes condições experimentais: 0,05 g de argila (material seco a 100 °C em estufa por 24 horas); 50 mL de solução de AO (15 mg. L⁻¹); valores de tempo de contato: 2, 5, 8, 12, 15, 30, 45, 60, 120, 180, 240 e 300 (min.).

Aos dados experimentais foram ajustados os modelos cinéticos de Pseudoprimeira ordem (PPO) (Lagergren, 1898), Pseudossegunda ordem (PSO) (Ho e McKay, 1999), Difusão intrapartícula (DI) (Weber e Morris, 1963) e Equação de Boyd (Boyd *et al.*, 1947)) Equações 4, 5, 6, 7 e 8, respectivamente.

$$\frac{dq}{dt} = k_1(q_e - q) \quad (4)$$

$$\frac{dq}{dt} = k_2(q_e - q)^2 \quad (5)$$

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + (q_e k_2 t)} \quad (6)$$

$$F > 0,85, B_t = -\ln\left(1 - \frac{q_t}{q_e}\right) - 0,4977 \quad (7)$$

$$F \leq 0,85, B_t = \left(\sqrt{\pi} - \sqrt{\left(\pi - \left(\frac{\pi^2 F}{3}\right)^2}\right)}\right)^2 \quad (8)$$

Em que: q_e e q_t são as quantidades de adsorbato adsorvido por massa de adsorvente no equilíbrio e no tempo t , respectivamente

(mg. g⁻¹); k_1 é a constante de velocidade de adsorção do modelo PPO (min⁻¹), k_2 é a constante de velocidade de adsorção do modelo (PSO) (g. mg⁻¹. min⁻¹), t é o tempo de adsorção (min), k_d é a constante de velocidade modelo (DI) (mg. g⁻¹. min^{-0,5}) e C é o coeficiente linear do modelo (DI) (mg. g⁻¹), F é a fração alcançada do equilíbrio (adimensional) e B é um parâmetro do processo (min⁻¹).

Análise Estatística

Os parâmetros dos modelos cinéticos e de equilíbrio foram determinados por análise de regressão não linear, e, para avaliar a qualidade do ajuste dos modelos matemáticos, as seguintes estatísticas foram calculadas: Qui- quadrado (χ^2), Coeficiente de determinação (R^2) e Coeficiente de determinação ajustado (R^2_{ajust}), Equações 9, 10 e 11, respectivamente.

$$\chi^2 = \sum_i^n [(q_{i,exp} - q_{i,mod.})^2 / q_{i,mod.}] \quad (9)$$

$$R^2 = \left[\frac{\sum_i^n (q_{i,exp} - \bar{q}_{i,exp})^2 - \sum_i^n (q_{i,exp} - q_{i,mod.})^2}{\sum_i^n (q_{i,exp} - \bar{q}_{i,exp})^2} \right] \quad (10)$$

$$R^2_{ajust.} = 1 - (1 - R^2) \cdot \frac{n-1}{p-1} \quad (11)$$

Em que: R^2 é o coeficiente de determinação, n é o número de experimentos realizados, p é o número de parâmetros do modelo matemático ajustado, $q_{i,mod.}$ é cada valor de q (capacidade de adsorção, igual a q_e , em mg g⁻¹ e predito pelo modelo matemático ajustado), $q_{i,exp}$ é cada valor medido experimentalmente e $\bar{q}_{i,exp}$ é a média dos valores de q medidos experimentalmente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efeito da Massa de Adsorvente, Concentração Inicial e pH da Solução de Corante (AO)

A remoção de AO do meio aquoso por argila atingiu um valor máximo de 98%. Os resultados são mostrados na Tabela 2. Assim, pode-se observar a partir dos resultados, que o aumento da massa de argila promove a diminuição da quantidade adsorvida, de aproximadamente: 11; 14,6 e 18,2 mg. g⁻¹

respectivamente para cada concentração estudada. A porcentagem de remoção ($R\%$) também diminui com o aumento da massa de adsorvente. Provavelmente, devido à agregação das partículas de argila, que reduziu a área superficial do adsorvente nos ensaios com maior quantidade de partículas de argila. O aumento da concentração inicial de AO aumentou a quantidade adsorvida (q_e , mg. g⁻¹), no entanto, ocorreu a diminuição das porcentagens de remoção ($R\%$), pelo fato de haver um maior número de moléculas de corante presentes em concentrações mais altas, porém que não atingiram as concentrações no equilíbrio. Os melhores resultados destas investigações são a massa de argila de 0,05 g e C_o de 15 mg. L⁻¹. Considerando o estudo proposto, os efeitos das variáveis investigadas no processo de adsorção foram determinados.

Tabela 2: Efeito da massa de argila e concentração inicial das soluções de AO.

C_o (mg. L ⁻¹)	m (g)	C_e (mg. L ⁻¹)	q_e (mg. g ⁻¹)	R (%)
	0,05	0,28	14,72	98,1
15	0,10	0,29	7,36	98,1
	0,20	0,29	3,68	98,1
20	0,05	0,53	19,47	97,4
	0,10	0,72	9,64	96,4
	0,20	0,63	4,84	96,8
	0,05	0,79	24,21	96,8
25	0,10	1,00	12,00	96,0
	0,20	1,03	5,99	95,9

Efeito do pH da solução de corante (AO)

A remoção e a capacidade máxima de adsorção ocorreram em valores de pH 5,0 (98,9%; 14,83 mg. g⁻¹) e pH 6,0 (97,6%; 14,65 mg. g⁻¹). Os menores valores de remoção e q_e (mg. g⁻¹) ocorreram em valores de pH 7,0 (93,7%; 14,05 mg. g⁻¹); pH 8,0 (88,9%; 13,33 mg. g⁻¹) e pH 9,0 (85,9; 12,89 mg. g⁻¹). O aumento do pH da solução reduz as quantidades adsorvidas e porcentagem de remoção.

O valor do pH de ponto de carga zero do adsorvente é de (pH_{pcz} 2,2), em valores de pH da solução $> pH_{pcz}$, as cargas da superfície da argila são negativas. Por outro lado, o valor da constante de dissociação ácida do corante

AO é de (pKa 10,2), em valores de pH da solução $< pKa$, o corante AO está ionizado (cargas positivas). No intervalo de pH (5,0 - 6,0) ocorre a maior concentração de espécies catiônicas do corante AO (Duarte *et al.*, 2022), que explica a maior remoção do corante, nesse intervalo de pH da solução, que provavelmente é a espécie mais reativa. À medida que os valores de pH da solução se aproximam do valor do pKa (10,2) do AO, aumenta a concentração da forma molecular do corante e a formação de espécies catiônicas menos reativas, fato que pode ter contribuído para a redução da remoção do corante, em valores de pH da solução mais altos (pH 7,0; 8,0 e 9,0). O mecanismo de adsorção mais provável para a remoção do corante por argila do meio aquoso é o mecanismo de interações eletrostáticas.

Cinética de Adsorção

Os valores dos parâmetros dos modelos investigados e os valores do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{ajust}), coeficiente de determinação (R^2) e qui quadrado (χ^2) são mostrados na Tabela 3 e Figuras 1 e 2.

Tabela 3: Parâmetros dos modelos cinéticos PPO e PSO para adsorção de AO por argila (0,05 g, 15 mg. L⁻¹, pH 5,6 e 28 °C).

Pseudoprimeira ordem	
q_{eexp} (mg. g ⁻¹)	14,73
q_{emod} (mg. g ⁻¹)	14,55
k_1 (min ⁻¹)	0,073
R^2	0,9926
R^2_{ajust}	0,9918
χ^2	0,1733
Pseudosegunda ordem	
q_{eexp} (mg. g ⁻¹)	14,73
q_{emod} (mg. g ⁻¹)	15,87
k_2 (mg. g ⁻¹ min ⁻¹)	0,006
R^2	0,9662
R^2_{ajust}	0,9628
χ^2	0,8021

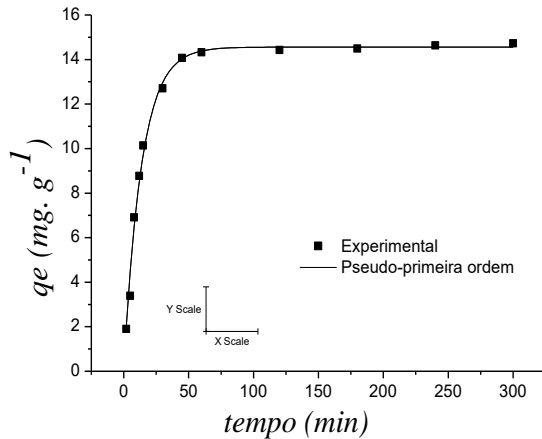


Figura 1 – Ajuste do modelo PPO para adsorção de AO por argila

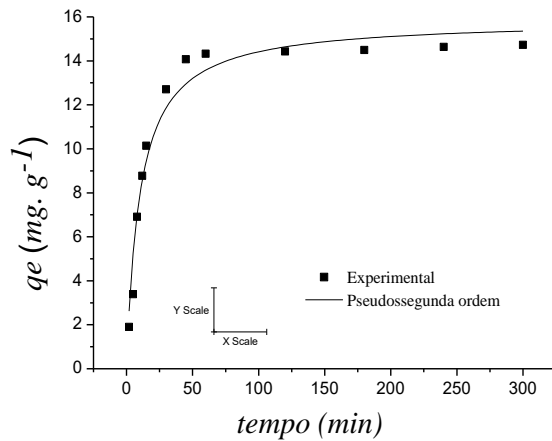


Figura 2 – Ajuste do modelo PSO para adsorção de AO por argila

Para os modelos cinéticos PPO (R^2_{ajust} de 0,9918; χ^2 de 0,1733) e PSO (R^2_{ajust} de 0,9628; χ^2 de 0,08021), os ajustes são satisfatórios. Entre os dois modelos, o PPO foi o modelo mais bem ajustado aos dados experimentais e a qualidade do ajuste foi baseada nos valores das estatísticas, valores R^2_{ajust} próximos a unidade e baixos valores de χ^2 .

O valor da capacidade de adsorção do modelo, $q_{e(mod)}$ foi de 14,55 mg. g⁻¹ enquanto o $q_{e(exp)}$ foi de 14,73 mg. g⁻¹, a partir dos quais observa-se que o modelo reproduz satisfatoriamente os dados experimentais.

O processo atinge o equilíbrio em 45 min. ($q_{e(exp)}$ 14,07 mg. g⁻¹ e remoção de 94%). O processo total foi executado até 300 min. ($q_{e(exp)}$ 14,73 mg. g⁻¹ e remoção de 98%). Portanto, o processo de adsorção é rápido e a remoção do corante AO do meio aquoso é efetiva.

O modelo PFO pode descrever dados experimentais de cinética de adsorção de ensaios executados por longos períodos de tempo, quando o sistema está próximo ao equilíbrio (Plazinski *et al.*, 2009).

O modelo PFO descreve dados cinéticos de adsorção, em que a difusão externa é a etapa controladora do processo de adsorção, condição que pode ocorrer como consequência de procedimentos operacionais, como a velocidade de agitação do sistema concentrações iniciais do adsorbato e dados experimentais de fissorção (Rudzinski e Plazinski, 2007).

O modelo de difusão intrapartícula e a Equação de Boyd foram usados para investigar os mecanismos de transferência de massa do processo de adsorção de AO/argila, como mostrado na Tabela 4 e Figuras 3 e 4.

Tabela 4: Parâmetros do modelo DI e Equação de Boyd para adsorção de AO por argila (0,05 g, 15 mg. L⁻¹, pH 5,6 e 28 °C).

Difusão intrapartícula		
k_{id} (mg. (g. min ^{0,5}) ⁻¹)	1,7896	
C (mg. g ⁻¹)	2,5192	
R^2	0,9619	
R^2_{ajust}	0,9492	
χ^2	0,7870	
Boyd		
	Estágio I	Estágio II
b	-0,3756	2,1687
R^2	0,9899	0,9911
R^2_{ajust}	0,9621	0,9432

Os dados experimentais foram ajustados satisfatoriamente bem pelo modelo DI. Os valores dos parâmetros do modelo foram ($R^2_{ajust} = 0,9492$) e ($\chi^2 = 0,7870$). A constante C do modelo, está relacionada com a espessura da camada limite na interface líquido-sólido. Para valores de C diferentes de zero, (estágio II) mostrado na Figura 1, a difusão intrapartícula não é a etapa limitante do processo e outros mecanismos atuam simultaneamente no processo de adsorção (Weber e Morris, 1963).

Para determinar se o processo de adsorção ocorre por mecanismo de difusão intrapartícula ou difusão externa, os experimentais de cinética de adsorção foram

investigados pelo modelo de Boyd *et al.* (1947). Se a reta do gráfico (Bt vs *tempo*) passar pela origem (0,0), então a difusão intrapartícula é o passo limitante do processo de adsorção.

Segmentos lineares também podem ser encontrados em gráficos do modelo de Boyd e cada segmento é analisado separadamente. Este fato é associado a mudança de mecanismo de transferência de massa adsorvente/adsorbato durante a adsorção, este é denominado de *break point*, que ocorreu em 50 min. de processo (Neto *et al.*, 2012).

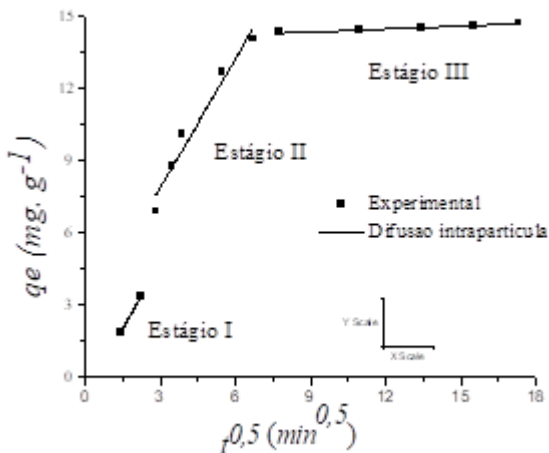


Figura 3 – Ajuste do modelo de Difusão intrapartícula (adsorção de AO/argila)

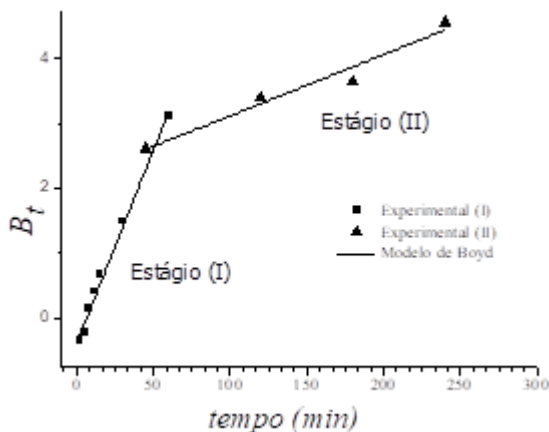


Figura 4: Ajuste da Equação de Boyd (adsorção de AO/argila).

Na Figura 2, os segmentos de retas não passam pela origem (Tabela 4). Assim, a difusão no filme pode ser considerada a etapa limitante do processo de adsorção de AO por argila do meio aquoso.

CONCLUSÃO

A investigação da adsorção do corante (AO) por argila caulinitica, mostrou que o processo adsorptivo é, significativamente dependente das condições experimentais do sistema. As observações mais importantes resultaram a partir do aumento da massa do adsorvente e da concentração inicial do corante, cujos efeitos foram a diminuição da remoção da quantidade adsorvida do meio aquoso. O processo de adsorção atingiu valores elevados, em torno do valor de pH natural das soluções do corante AO. Os dados experimentais de cinética de adsorção do corante (AO) por argila foram bem ajustados pelo modelo cinético PPO, enquanto que o modelo DI e Equação de Boyd indicaram que a difusão no filme é a etapa limitante do processo de adsorção. Estes resultados podem ter sido influenciados pelas condições experimentais dos ensaios, como a velocidade de agitação do sistema ou mesmo as baixas concentrações das soluções de AO. Os resultados da adsorção foram expressivos, em termos de remoção percentual e da capacidade de adsorção do adsorvente, nas condições experimentais estudadas. A argila investigada mostrou um ótimo desempenho na adsorção de AO do meio aquoso, além disso, é um material que têm baixo custo e alta disponibilidade para a utilização, como um material adsorvente.

REFERÊNCIAS

- ADEYEMO, A. A.; ADEOYE, I. O.; BELLO, O. S. (2017). Adsorption of dyes using different types of clay: a review, *Appl. Water. Sci*, Vol 7, p.543–568.
- ARDILA-LEAL, L. D.; POUTOU-PIÑALES, R. A.; AURA M. PEDROZA-RODRÍGUEZ, A. M.; BALKYS E. QUEVEDO-HIDALGO, B. E. (2021), A Brief History of Colour, the Environmental Impact of Synthetic Dyes and Removal by Using Laccases, *Molecules*, v.26 3813.
- ASFARAM, A.; GHAEDI, M.; AGARWAL, S.; TYAGIL, I.; GUPTA, V. K. (2015), Removal of basic dye Auramine-O by ZnS: Cu nanoparticles loaded on activated carbon: optimization of parameters using response surface

- methodology with central composite design, *RSC Adv*, Vol 5, p.18438–18450.
- AZEVEDO, L. E. C. (2015), Adsorção de corantes básicos empregados na indústria têxtil por argila: cinética e perfil de equilíbrio. *PPGEQ/UFPA - Belém - PA*, 96p. (Dissertação de mestrado).
- BOYD, G. E.; ADAMSON, A. W.; MEYERS JR., L. S. (1947), The exchange adsorption of ions from aqueous solutions by organic zeolites. II. Kinetics, *J. Am. Chem. Soc*, Vol 69, p. 2836–2848.
- DAWODU, F. A.; AKPOMIE, K. G. (2014), Simultaneous adsorption of Ni(II) and Mn(II) ions from aqueous solution unto a Nigerian kaolinite clay, *J. Mater. Res. Technol*, Vol 3, p.129–141.
- DUARTE, E. D. V.; BRIÃO, G. V.; RIBEIRO, N. F. P.; da SILVA, M. G. C.; VIEIRA, M. G. A.; de CARVALHO, S. M. L. (2022). Ternary adsorption of Auramine-O, Rhodamine 6G, and Brilliant Green onto Arapaima gigas scales hydroxyapatite: Adsorption mechanism investigation using CCD and DFT studies, *Sustain. Mater. Technol*, Vol 31, e00391.
- GUPTA, V. K.; SALEH, T. A. (2013), Sorption of pollutants by porous carbon, carbon nanotubes and fullerene - An overview. *Environ. Sci. Pollut. Res*, Vol 20, p.2828–2843.
- HO, Y. S.; MCKAY, G. (1998), Sorption of dye from aqueous solution by peat., *J. Chem. Eng*, Vol 70, p. 115-124.
- LAGERGREN, S. (1898), About the Theory of So-Called Adsorption of Soluble Substances, *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens, Handlinga*, Vol. 24, p.1–39.
- MAGRIOTIS, Z. M.; LEAL, P. V. B.; SALES, P. F.; PAPINI, R. M.; VIANA, P. R. M.; ARROYOC, P. A. (2014), A comparative study for the removal of mining wastewater by kaolinite, activated carbon and beta zeolite. *Applied. Clay. Science*, Vol 91–92, p.55–62.
- NGULUBE, T.; GUMBO, J. R.; V. MASINDI, V.; A. MAITY, A. (2017), An update on synthetic dyes adsorption onto clay-based minerals: A state-of-art review. *J. Environ. Manage*, Vol 191, p. 35-57.
- NETO, V. O. S.; GOMES, C.; BARROS, V. C.; SILVA, M. A. A. (2012), Coconut bagasse treated by thiourea/amonium solution for cadmium removal: kinetic and adsorption equilibrium. *Bioresources*, Vol 7, p.1504-1524.
- PLAZINSKI, W.; RUDZINSKI, W., PLAZINSKA, A. (2009), Theoretical models of sorption kinetics including a surface reaction mechanism: a review. *Adv. Colloid. Interface. Sci*, Vol 152, p. 2–13.
- RUDZINSKI, W.; PLAZINSKI, W. (2007). Studies of the Kinetics of Solute Adsorption at Solid/Solution Interfaces: On the Possibility of Distinguishing between the Diffusional and the Surface Reaction Kinetic Models by Studying the Pseudo-First-order Kinetics. *J. Phys. Chem. C*, Vol 111, p.15100–15110.
- ŞENOL, Z. M.; ÇETINKAYA, S.; YENIDÜNYA, A. F.; BAŞOĞLU-ÜNAL, F.; ECE, A. (2022), Epichlorohydrin and tripolyphosphate-crosslinked chitosan-kaolin composite for Auramine O dye removal from aqueous solutions: Experimental study and DFT calculations. *Int. J. Biol. Macromol*, Vol 199, p. 318-330.
- SHAKERI, S.; RAFIEE, Z.; DASHTIAN, K. (2020), Fe₃O₄-Based Melamine-Rich Covalent Organic Polymer for Simultaneous Removal of Auramine O and Rhodamine B. *J. Chem. Eng. Data*, Vol 65, p. 696–705.
- SHAMSIPUR. M.; RAJABI. H. R. (2014), Study of photocatalytic activity of ZnS quantum dots as efficient nanoparticles for removal of methyl violet: Effect of ferric ion doping, *Spectrochim. Acta A*, Vol 122, p.260–267.
- WEBER, W. J.; MORRIS, J. C. (1963), Kinetics of Adsorption of Carbon from Solution, *J. Sanit. Eng. Div*, Vol 89, p. 31 – 60.