

Biossorção de Azul de Metileno empregando serragem do gênero *Apuleia Leiocarpa*
Methylene Blue Biosorption using sawdust of the *Apuleia Leiocarpa* genus
Biosorción de azul de metileno con aserrín del género *Apuleia Leiocarpa*

Recebido: 21/05/2020 | Revisado: 27/05/2020 | Aceito: 29/05/2020 | Publicado: 14/06/2020

Fernanda Péres Tavares

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9743-7916>

Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil

E-mail: fertavares540@gmail.com

Davi Leonardo de Souza

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1995-9057>

Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil

E-mail: davi.souza@uftm.edu.br

Kássia Graciele dos Santos

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7452-6900>

Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Brasil

E-mail: kassia.santos@uftm.edu.br

Resumo

A adsorção tem se destacado como técnica promissora para a remoção de corantes de efluentes têxteis. O objetivo deste trabalho foi estudar a utilização do pó de serragem (PS) do gênero de madeira *Apuleia Leiocarpa* como material adsorvente na biossorção de azul de metileno (AM) de efluentes têxteis. Foram realizados testes experimentais em tanque agitado para determinação da isoterma de equilíbrio e a cinética de adsorção, e ajustados os modelos mais empregados na literatura. Os experimentos em leito fixo foram conduzidos em escala de laboratório, para obtenção das curvas de ruptura. Os resultados mostraram uma isoterma de equilíbrio favorável, com uma cinética de adsorção de 2ª ordem. O processo de adsorção no leito fixo foi representado satisfatoriamente pelo modelo de Yan. A operação em leito fixo é promissora devido ao baixo custo do material e a simplicidade de operação. A capacidade máxima de adsorção do corante foi de 66 mg/g de biomassa, demonstrando o potencial de utilização do PS para remoção de AM de efluentes têxteis.

Palavras-chave: Biomassa; Adsorção; Corante, Leito fixo.

Abstract

The adsorption is promising technique for dyes removal from textile effluents, among them methylene blue (AM). This technique is even more attractive when using low cost materials such as sawdust (PS) as adsorbents. The aim of this work was to study the use of sawdust powder of the *Apuleia Leiocarpa* as adsorbent material in the methylene blue (AM) biosorption from textile effluents. Experimental tests were carried out in stirred tank to determine the equilibrium isotherm and the kinetics of adsorption, fitting the most usual models in literature. The fixed bed tests were conducted to obtain the rupture curves, which correlate the dye concentration with time, under different conditions of initial solution concentration and feed flow rate. The results showed that the equilibrium isotherm was favorable, indicating the PS as a good adsorbent, with a maximum adsorption capacity of 61.8 mg/g. The Yan model satisfactorily represented the adsorption process in the fixed bed. The higher adsorption capacity occurred working with a concentrate solution at the lower feed flow rate, which presented a higher useful percentage of bed, indicating the PS as good adsorbent to remove AM from liquid effluents.

Keywords: Biomass; Adsorption; Dye; Packed bed.

Resumen

La adsorción se ha destacado como una técnica prometedora para la eliminación de tintes de efluentes textiles. El objetivo de este trabajo fue estudiar el uso de aserrín en polvo (PS) del género de madera *Apuleia Leiocarpa* como material adsorbente en la biosorción de azul de metileno (AM) de los efluentes textiles. Se realizaron pruebas experimentales en un tanque agitado para determinar la isoterma de equilibrio y la cinética de adsorción, y se ajustaron los modelos más utilizados en la literatura. Los experimentos de lecho fijo se realizaron a escala de laboratorio para obtener las curvas de ruptura. Los resultados mostraron una isoterma de equilibrio favorable, con cinética de adsorción de segundo orden. El proceso de adsorción en el lecho fijo fue representado satisfactoriamente por el modelo Yan. La operación de lecho fijo es prometedora debido al bajo costo del material y la simplicidad de operación. La capacidad máxima de adsorción del colorante fue de 66 mg / g de biomasa, lo que demuestra el potencial para usar PS para eliminar AM de los efluentes textiles.

Palabras clave: Biomasa; Adsorción; Colorante, Lecho fijo.

1. Introdução

Devido ao crescimento populacional e ao aumento da atividade industrial, os problemas ambientais vêm se tornando cada vez mais frequentes, o que contribui para a poluição das águas superficiais e subterrâneas. Dentro deste contexto, a indústria têxtil apresenta um destaque especial, pois grandes volumes de efluentes que, quando não tratados corretamente, podem causar sérios problemas de contaminação ambiental (Abdulhameed et al., 2019).

A grande complexidade desses efluentes e imposições da legislação que exigem tratamentos eficientes levou ao desenvolvimento de novas tecnologias que buscam o melhor tratamento, considerando custos, tempo e eficiência dos processos existentes na reciclagem e eliminação de toxicidade. Corantes provenientes de processos industriais são as principais fontes de poluição da água. As complexas estruturas aromáticas e as propriedades xenobióticas dos corantes os tornam difíceis de serem degradados (Upendar *et al*, 2017).

Guimarães *et al* (2020) utilizaram biomassa de amendoim por meio de operações unitárias múltiplas, mostrando como é possível de forma sustentável, a utilização desta biomassa para a redução da poluição e da produção de resíduos, como material adsorvente na remoção do corante por adsorção em leito fixo, assim, o adsorvente impregnado de corante passou por um processo de pirólise para formar carvão fino, bio-óleo e gases.

Dentre os corantes utilizados pela indústria, tem-se o azul de metileno. Este é um corante catiônico, e possui uma variedade de aplicações, sendo utilizado no tingimento de algodão, lã e papel, tinturas temporárias para cabelos, etc. Devido à sua forte adsorção em suportes sólidos, o azul de metileno, muitas vezes, serve como um composto modelo para a remoção de corantes e de contaminantes orgânicos a partir de soluções aquosas (Mu & Wang, 2016).

Ainda que o azul de metileno não seja tóxico quanto aos metais pesados, a exposição aguda pode causar efeitos prejudiciais à saúde como aumento do batimento cardíaco, dor de cabeça intensa, náuseas, vômitos, diarreia e necrose do tecido humano (Brião et al., 2018). Além disso, o tingimento com corante catiônico polui o ar com as emissões atmosféricas de calor, a água devido aos banhos residuais de tingimentos e também polui o solo com a geração de resíduos (Abdulhameed et al., 2019).

Muitos métodos físicos e químicos são empregados para o tratamento de efluentes contendo corantes, tais como, adsorção, eletroquímica, precipitação, filtração, ozonização

entre outros, sendo, no entanto, a adsorção o processo de tratamento mais utilizado. Esta se caracteriza pela adesão de partículas de um fluido a uma superfície sólida.

A adsorção pode ser influenciada por variações de temperatura, de pressão, natureza do adsorvente, área de superficial, velocidade de agitação, pH, tempo de residência, entre outros. Este método permite a remoção de substâncias polares hidrossolúveis (Zhou et al., 2019).

Por ser uma fonte alternativa e de baixo custo, os adsorventes alternativos vêm ocupando espaço do cartão ativo, que é um ótimo adsorvente, mas possui um alto custo industrial. Vários materiais adsorventes estão sendo utilizados para a remoção de vários tipos contaminantes, incluindo os efluentes têxteis (Guimarães et al., 2020). São exemplos de biosorventes: casca de coco (Jawad et al., 2020), casca de frutas cítricas (Aichour et al., 2019); bagaço de cana de açúcar (Jorge et al., 2015; Buthiyappan et al., 2019), resíduo de algodão (Charola et al., 2018), casca de arroz (Salem et al., 2018) e palha de milho (Ismail et al., 2019), pó de serragem (Müller, 2016; Agarwal et al., 2016), casca de banana (Almeida & Santos, 2020) entre diversos outros trabalhos de pesquisa.

Jorge *et al* (2015), realizaram estudos de equilíbrio, cinética e adsorção em leito fixo do corante azul de metileno (AM) empregando bagaço de cana. Os resultados mostraram que biomassas processadas, ou seja, previamente submetidas a etapas de moagem ou extração, são ótimas opções para emprego na adsorção, por possuir alta área superficial e capacidade de realizar adsorção em multicamadas

Neste contexto, a adsorção tem se destacado por ser uma técnica promissora para a remoção de corantes de efluentes têxtil, sendo que esta, se torna ainda mais atraente quando associada a materiais de baixo custo como adsorventes.

A espécie de madeira *Apuleia leiocarpa*, conhecida por vários nomes populares como garapa, grápia, ou amarelinho, é amplamente cultivada desde o nordeste brasileiro até o Uruguai e Argentina e o seu processamento acarreta na formação de grande quantidade de pó de serragem (Lovatel et al., 2019). Assim, esses resíduos podem ser empregados no tratamento de efluentes têxteis, uma vez que possuem baixo custo e há relatos na literatura que evidenciam o potencial das biomassas adsorventes na remoção de poluentes.

A fim de propor um reaproveitamento de resíduos sólidos e a purificação de um efluente usual da indústria têxtil, o presente trabalho investigou a utilização do pó de serragem (PS) do gênero de madeira *Apuleia Leiocarpa* como material adsorvente na biossorção de azul de metileno (AM) de efluentes têxteis.

Foram realizados testes para determinação da isoterma de equilíbrio em temperatura ambiente e ensaios de cinética de adsorção, em duas concentrações iniciais de solução. Modelos teóricos para a isoterma e cinética foram avaliados e calculados os parâmetros. A operação de adsorção em leito fixo foi realizada a fim de obter dados para a projeção da operação em grande escala.

2. Metodologia

2.1 Caracterização do material adsorvente

O pó de serragem (PS) foi peneirado a fim de obter uma granulometria menor que 2 mm. Para remoção da cor presente no material adsorvente, foi realizada a lavagem com água quente por sucessivas vezes até a remoção da cor amarelo alaranjada da serragem. Em seguida o material foi seco em estufa a 105°C por 24 horas.

Apesar de não ter sido calculado o ponto de carga zero do adsorvente (PCZ) neste trabalho, a maioria das biomassas in natura apresentam ponto de carga zero entre 5 e 6,5, o que indica que nestes valores de pH, o balanço entre as cargas positivas e negativas presentes no material é nulo (Alfredo *et al*, 2015). Segundo Müller (2016), o PCZ da serragem é cerca de 4,9. O azul de metileno é um corante catiônico, com pH original em torno de 6,3 (Alfredo *et al*, 2015). Assim, a adsorção de azul de metileno na serragem é favorecida, uma vez que o pH da solução é maior que o PCZ da biomassa.

2.2 Isoterma de Adsorção

Os experimentos foram realizados a temperatura ambiente, em batelada e em tanques agitados. Foram empregadas soluções de AM sintéticas, simulando as concentrações usuais de efluentes da indústria têxtil. Para construção da isoterma de adsorção foram tomados 2,5 g de PS suspensos em 500 mL de solução, nas concentrações de 2 a 500 mg/L.

As suspensões PS-solução foram agitadas por 24 horas e ao final do ensaio, foi efetuada a separação PS-solução e a quantidade de AM adsorvida (q_e) foi calculada utilizando a Equação 1, e fazer o ajuste aos modelos de isothermas descritos na Tabela 1, que são os modelos mais empregados na literatura.

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} \quad (1)$$

em que q_e é a quantidade de AM adsorvido pelo PS no equilíbrio (mg/g); C_0 é a concentração inicial de AM (mg/L); C_e é a concentração de AM no equilíbrio (mg/L); V é o volume da solução (L); e m é a massa do adsorvente (g).

2.3 Cinética de Adsorção

Para estabelecer a correlação mais apropriada para descrever a cinética de adsorção, foram testados os modelos de pseudo 1ª e 2ª ordens (Tabela 1).

Tabela 1 – Equações para a predição dos dados de Isoterma de Equilíbrio, cinética de adsorção e operação em leito fixo (curvas de ruptura).

Isotermas de Adsorção	Langmuir	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} b_L C_e}{1 + b_L C_e}$
	Freundilch	$q_e = k_F C_e^n$
	Sips	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} (k_s C_e)^{n_s}}{1 + (k_s C_e)^{n_s}}$
	Temkin	$q_e = \beta \ln(k_{T_e} C_e)$
	Tóth	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} C_e}{\left(1/k_T + C_e^{n_T}\right)^{1/n_T}}$
	Radke e Praunsnitz	$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} b_{rad} C_e}{(1 + b_{rad} C_e)^{n_{rad}}}$
	Redlich e Peterson	$q_e = \frac{k_{RP} C_e}{1 + \alpha_{RP} C_e^g}$
Modelos de Cinética de Adsorção	Pseudo 1ª Ordem	$q_t = q_{e1} [1 - \exp(-k_1 t)]$
	Pseudo 2ª Ordem	$q_t = \frac{k_2 q_{e2}^2 t}{1 + q_{e2} k_2 t}$
Modelos de Curva de Ruptura do leito fixo	Thomas	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left[\frac{K_{Th}}{Q} (q_{Th} m - C_0 Q t)\right]}$
	Yoon & Nelson	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left[k_{YN} \left(\frac{q_{YN}}{C_0 Q} - t\right)\right]}$
	Yan	$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{Q C_0 t}{q_{YAN} m}\right)^a}$
	Wolborska	$\frac{C}{C_0} = \exp\left(\frac{\beta C_0}{N_0} t - \frac{\beta Z}{u}\right)$

Fonte: Adaptado de Colombo, 2013.

Os ensaios do tempo de equilíbrio foram realizados em sistema batelada para as concentrações de 50 e 200 mg/L de AM. Frascos contendo 1L de solução e 5g de PS foram mantidos sob agitação. Em intervalos de tempo amostras foram retiradas e analisadas em relação à concentração de AM na solução. A quantidade do corante adsorvido com o tempo foi calculada empregando a Equação 2.

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

na qual q_t é a quantidade de AM adsorvido pelo PS no tempo (mg/g) e C_t é a concentração de AM no tempo (mg/L).

2.4 Adsorção em Leito Fixo

Os experimentos foram conduzidos em escala de laboratório, utilizando-se de uma coluna de PVC com 5 cm de diâmetro interno e 25 cm de comprimento (Figura 1), empacotada com 90 g de PS.

Figura 1 – Unidade Experimental.



Fonte: Autores (2020).

O sistema foi operado com regime de alimentação em fluxo ascendente, mantido constante por uma bomba peristáltica equipada com seletor provido de velocidades pré-fixadas. Em intervalos de tempo, amostras foram coletadas no topo da coluna e analisadas por espectrofotometria UV-Vis.

Foram realizados testes em três condições:

- Condição 1 ($C_0=50$ mg/L; $Q=97$ mL/min; $m=90,0$ g);
- Condição 2 ($C_0=200$ mg/L; $Q=97$ mL/min; $m=90,0$ g);
- Condição 3 ($C_0=200$ mg/L; $Q=60$ mL/min; $m=90,0$ g).

A partir dos dados extraídos foi possível construir a curva de ruptura para as diferentes condições estudadas, e ajustar os resultados aos modelos de Yoon & Nelson, Yan e Wolborska, conforme a Tabela 1 (Colombo, 2013; Sotiles, 2017).

Também foram calculados o tempo útil do leito até o ponto de ruptura, o tempo total de saturação, a altura útil, a zona de transferência de massa e a máxima capacidade de adsorção do leito, de acordo com as Equações de 3 a 7, respectivamente (Zhang et al., 2011).

$$t_u = \int_0^{t_b} \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) dt \quad (3)$$

$$t_t = \int_0^{\infty} \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) dt \quad (4)$$

$$H_u = \frac{t_u}{t_t} H_t \quad (5)$$

$$ZTM = H_t - H_u \quad (6)$$

$$q_U = \frac{C_0 Q}{1000m} \int_0^{t_s} \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) dt \quad (7)$$

3. Resultados

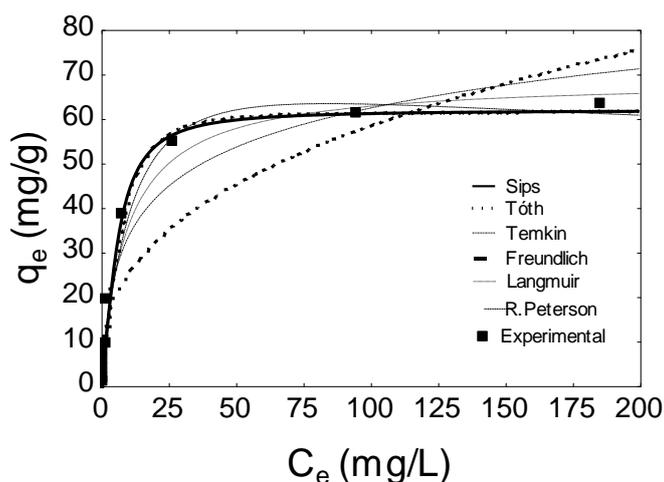
3.1 Isoterma de Equilíbrio

A Figura 2 apresenta a isoterma experimental, na qual nota-se um comportamento favorável à adsorção do corante, o que mostra o PS como um ótimo adsorvente.

Observou-se na Figura 2 que quanto maior a concentração inicial maior foi o valor de adsorção máxima (q_{max}) obtido. A Figura 2 também compara os dados experimentais com as isotermas de equilíbrio da literatura ajustadas. Dentre os modelos estudados, o modelo de Sips foi o que melhor representou os dados experimentais de equilíbrio ($R^2=0,9969$), conforme a Tabela 2.

A Isoterma de Sips é uma combinação entre as Isotermas de Langmuir e Freundlich. Assim, para soluções diluídas o modelo se resume à Isoterma de Freundlich, enquanto que para soluções concentradas, a Isoterma é capaz prever a adsorção em monocamadas, como na isoterma de Langmuir.

Figura 2 – Dados experimentais e ajustados por modelos da Isoterma de Equilíbrio.



Fonte: Autores (2020)

Tabela 2 – Parâmetros ajustados para os modelos de isotermas de equilíbrio para a adsorção de AM em PS.

Modelos	Parâmetros	R ²
Langmuir	$q_{max}=68,6540 \text{ mg/g}; bL=0,1039$	0,9894
Freundlich	$n=2,6817; k_F=10,444$	0,9160
Tóth	$q_{max} =61,4425; k_T=0,08314; n_T=2,1320$	0,9936
Temkin	$\beta=1940,90J K^{-1}mol^{-1}; k_{Te}=1,3060$	0,9807
Sips	$q_{max} =61,7718 \text{ mg/g}; n_S=1,5506; k_S=0,0614$	0,9969
Redlich-Peterson	$g=1,14457; \alpha_{RP}= 0,04303; k_{RP}=5,9140$	0,9909

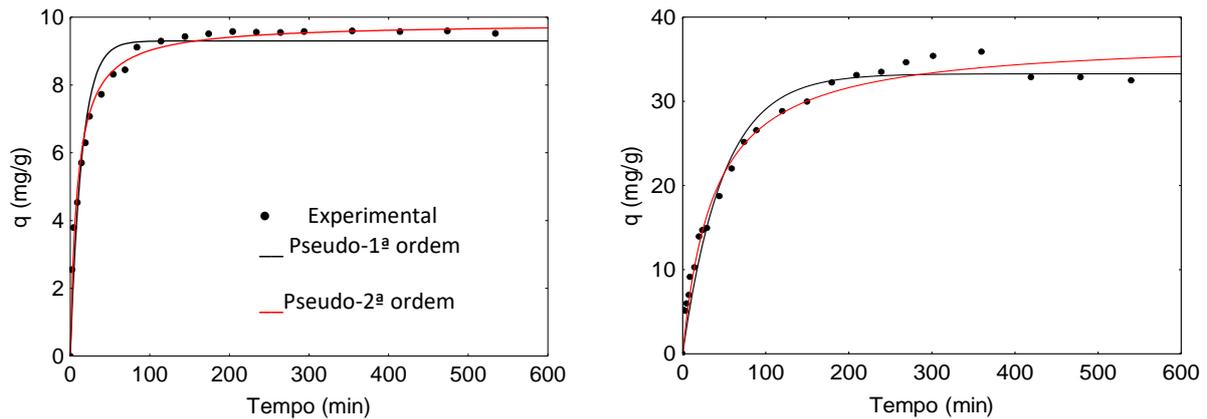
Fonte: Autores (2020)

Através dos parâmetros obtidos no modelo de Sips, obteve-se uma capacidade máxima de adsorção de 61,77 mg/g, bem semelhante a obtida experimentalmente (61 mg/g). O valor do parâmetro $n > 1$ indica que a superfície do biossorvente é altamente heterogênea. Assim ocorre a formação de mais de uma camada de adsorbato no adsorvente. Isto caracteriza uma cooperatividade positiva, em que a adsorção em cada camada contribui para a adsorção das camadas seguintes por devido às interações laterais das moléculas (Sotiles, 2017).

3.2 Cinética de Adsorção

A cinética de adsorção do AM para as concentrações de 50 e 200 mg/L estão representadas na Figura 3.

Figura 3 – Dados experimentais e ajustados por modelos da cinética de adsorção para: (a) $C_0=50$ mg/L; (b) $C_0=200$ mg/L.



Fonte: Autores (2020).

A Figura 3 apresenta também a modelagem cinética e a avaliação dos modelos, que foi realizada por meio da comparação entre o R^2 e o erro associado aos parâmetros, apresentados na Tabela 3. O modelo de pseudo 2ª ordem foi o que melhor ajustou os dados experimentais para ambas as concentrações. Define-se então que a fase limitante da velocidade de adsorção seja a adsorção na superfície do PS. Em ambos os modelos, os valores de q_e apresentaram boa concordância com o valor de q_e obtido experimentalmente.

Tabela 3 – Parâmetros ajustados para os modelos de isotermas de equilíbrio, cinética de adsorção e curvas de ruptura do leito fixo para a adsorção de AM em PS.

Concentração de 50 mg/L		
Modelos	Parâmetros	R ²
Pseudo 1ª ordem	$q_{e1}=9,4011 \text{ mg.g}^{-1}$ $k_1=0,1071 \text{ min}^{-1}$	0,9927
Pseudo 2ª ordem	$q_{e2}=9,9791 \text{ mg.g}^{-1}$ $k_2=0,0166 \text{ min.g.mg}^{-1}$	0,9976
Concentração de 200 mg/L		
Pseudo 1ª ordem	$q_{e1}=33,589 \text{ mg.g}^{-1}$ $k_1=0,0202 \text{ min}^{-1}$	0,9871
Pseudo 2ª ordem	$q_{e2}=39,5205 \text{ mg.g}^{-1}$ $k_2=0,0006 \text{ min.g.mg}^{-1}$	0,9951

Fonte: Autores (2020)

Nos experimentos de cinética, observou-se que para a solução de 50 mg/L, nos primeiros 45 minutos a concentração decresceu rapidamente, de 50 para 4,75 mg/L. Após esse período, houve pouca variação no valor, sendo o equilíbrio atingido próximo aos 120 min.

Para a solução de 200 mg/L, o tempo de declínio foi cerca 240 minutos, em que a concentração caiu de 200 para cerca de 30 mg/L. Após esse período, a adsorção ocorreu mais lentamente, se estabilizando próximo a 500 minutos (concentração final igual a 11 mg/L). Ambos os sistemas tiveram um percentual próximo a 95% de remoção do corante.

Este decaimento inicial ocorre devido à grande quantidade de sítios adsorventes disponíveis para a adsorção, desta forma, a taxa de adsorção é muito rápida. Após esse período os sítios adsorventes restantes são difíceis de serem ocupados devido à força de repulsão entre as moléculas na superfície sólida, além da dificuldade das moléculas de AM se difundirem internamente no interior dos poros.

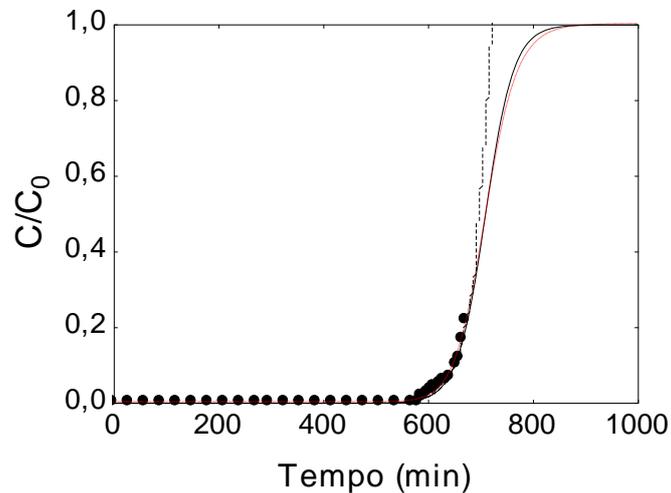
O modelo que melhor ajustou a cinética foi o de pseudo-segunda ordem, o que implica em uma variação diretamente proporcional entre a velocidade de adsorção com o quadrado de sítios disponíveis e que a adsorção envolve forças de valência ou troca de elétrons entre o adsorbato e o adsorvente (Ho e McKay, 1998).

3.3 Adsorção em leito fixo

A Figura 4 apresenta os dados experimentais e os modelos ajustados para a curva de ruptura do leito fixo. Devido a alguns problemas de perda de carga, a curva não pode se

estender além de até a saturação completa da coluna. No entanto, os dados foram suficientes para o ajuste dos modelos, podendo assim inferir sobre as propriedades da operação.

Figura 4 – Dados experimentais e ajustados para a curva de ruptura - Condição 1: $C_0=50$ mg/L; $Q=97$ mL/min.



Fonte: Autores (2020).

Observa-se na Figura 4 que o processo de adsorção no leito fixo pode ser representado satisfatoriamente pelo modelo de Yan. Apesar do modelo de Wolborska ter melhor resultado na Condição 1, optou-se pelo modelo de Yan devido ao alto R^2 em todas as condições estudadas, conforme mostra a Tabela 4.

Tabela 4 – Parâmetros ajustados para as curvas de ruptura do leito fixo para a adsorção de AM em PS.

Modelos	Parâmetros	R ²
<i>Condição 1: C₀= 50 mg/L; Q=97 mL/min; m=90,0 g</i>		
Yoon & Nelson	$q_{YN}=45,572; k_{YN}=0,037$	0,9680
Yan	$q_{YAN}=45,368; a=23,7812$	0,9703
Wolborska	$\beta=6,250; N_0=6,742$	0,9833
<i>Condição 2: C₀= 200 mg/L; Q= 97 mL/min; m =90,0 g</i>		
Yoon & Nelson	$q_{YN}=60,142; k_{YN}=0,067$	0,9866
Yan	$q_{YAN}=60,024; a=11,566$	0,9902
Wolborska	$\beta=1,734 ; N_0=7,990$	0,9672
<i>Condição 3: C₀= 200 mg/L; Q= 60 mL/min; m=90,0 g</i>		
Yoon & Nelson	$q_{YN}=65,4460; k_{YN}=0,0589$	0,9978
Yan	$q_{YAN}=65,572; a=21,0073$	0,9983
Wolborska	$\beta=1,834; N_0=9,5636$	0,9858

Fonte: Autores (2020).

Comparando as Condições 1 e 2 da Tabela 4, pode-se dizer que o aumento de C₀ levou à diminuição da porcentagem de volume útil do leito e da ZTM (zona de transferência de massa). Assim, a transferência de massa foi favorecida para nas baixas concentrações iniciais de corante.

Comparando as Condições 2 e 3 notou-se que a ZTM foi favorecida para a condição 3, a qual teve maior percentual utilizado de leito. Os altos valores experimentais obtidos para capacidade máxima de adsorção do leito (q_u) mostraram uma boa eficiência do equipamento, valor similar ao preditos pelos modelos das curvas de ruptura, indicando o bom ajuste dos modelos.

O maior valor de que foi verificado para a Condição 3, que se refere à maior concentração de solução e à menor vazão de alimentação. Portanto, pode-se concluir que o aumento da vazão de alimentação diminui a capacidade de adsorção do leito. Os parâmetros característicos do leito fixo estão na Tabela 5.

Na Tabela 5, um parâmetro importante é máxima capacidade de adsorção do leito, e para esse todas as condições apresentaram altos valores, indicando o potencial desse processo, contudo verificou-se que com o aumento da vazão de alimentação a capacidade máxima de adsorção do leito diminuiu.

Tabela 5 – Parâmetros característicos do leito fixo para todas as condições.

Parâmetros	Condição 1	Condição 2	Condição 3
H_t [cm]	25	25	25
t_b [min]	625,92	146,92	324,42
t_t [min]	895,00	298,00	495,00
t_u [min]	594,64	139,49	308,19
% útil	66,44	46,81	62,26
HU	16,61	11,4	15,56
ZTM [cm]	8,39	13,30	9,44
q_u [mg/g]	48,23	64,23	66,00

Fonte: Autores (2020).

Se torna importante pontuar também que o sistema conseguiu filtrar a solução por um longo período de tempo, de 100 até 418 minutos de operação, considerando a concentração de saída com valores menores que 15 mg PT-Co/L, o qual corresponde ao valor de potabilidade da água (Bagatini et al., 2017). Portanto, a realização de um *scale-up* desse processo pode ser vantajosa, por se tratar de um sistema contínuo e apresentar a capacidade de tratar grandes volumes de efluentes.

4. Considerações Finais

A curva de equilíbrio experimental foi extremamente favorável, indicando o PS como um ótimo adsorvente, e neste caso, o modelo de Sips foi o que melhor representou dados, com uma capacidade máxima de adsorção de 61,77 mg/g. Para a cinética experimental, o modelo de Pseudo 2ª ordem foi o que melhor representou os dados para ambas as concentrações.

Quanto à adsorção em leito fixo, as curvas de ruptura obtidas experimentalmente foram representadas pelo Modelo de Yan com boa concordância. Dentre as condições estudadas, a Condição 3 obteve o maior aproveitamento na adsorção.

Os resultados obtidos demonstram o potencial de utilização do PS para remoção de AM de efluentes líquidos.

Referências

Abdulhameed, A.S., Mohammad, A.T., Jawad, A.H. (2019). Modeling and mechanism of reactive orange 16 dye adsorption by chitosan-glyoxal/TiO₂ nanocomposite: application of response surface methodology. *Desalin Water Treat.*, 164, 346–360.

Agarwal, S., Tyagi, I., Gupta, V.K., Ghasemi, N., Shahivand, M. & Ghasemi, M. (2016). Kinetics, equilibrium studies and thermodynamics of methylene blue adsorption on Ephedra strobilacea saw dust and modified using phosphoric acid and zinc chloride. *Journal of Molecular Liquids*, 218, 208-218.

Aichour, A., Zaghouane-Boudiaf, H., Zuki, F.B.M., Aroua, M.K. & Ibbora, C.V. (2019). Low-cost, biodegradable and highly effective adsorbents for batch and column fixed bed adsorption processes of methylene blue. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103409.

Alfredo, A. P. C.; Gonçalves, G. C.; Lobo, V. S. & Montanher, S. F. (2015) Adsorção de Azul de Metileno em Casca de Batata Utilizando Sistemas em Batelada e Coluna de Leito Fixo, *Rev. Virtual Quim.*, 7, p. 1909-1920.

Almeida, N.P. & Santos, K.G. (2020). Chemical Engineering Laboratory teaching using Project-based learning approach: gas adsorption using banana peel. *Research, Society and Development*, (9)3, e184932716.

Bagatini, M., Bonzanini, V. & Oliveira, E.C., (2017). Análise da qualidade da água em poços artesianos na região de Roca Sales, Vale do Taquari. *Caderno pedagógico*, 14(1),84-91.

Brião, G.V., Jahn, S.L., Foletto, E.L. & Dotto, G.L. (2018). Highly efficient and reusable mesoporous zeolite synthesized from a biopolymer for cationic dyes adsorption. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 556(5), 43–50.

Buthiyappan, A., Abdul, J.G. & Abdul, A. (2019). Raman Synthesis of iron oxides impregnated green adsorbent from sugarcane bagasse: Characterization and evaluation of adsorption efficiency. *Journal of Environmental Management*, 249(1), 109323.

Charola, S., Yadav, R., Das, P. & Maiti, S. (2018). Fixed-bed adsorption of Reactive Orange 84 dye onto activated carbon prepared from empty cotton flower agro-waste. *Sustainable Environment Research*, 28(6), 298-308.

Colombo, A. (2013) Biossorção dos Íons Cádmi e Chumbo pela Casca de Soja. *Dissertação de Mestrado na Universidade Estadual do Oeste do Paraná*, Toledo – PR.

Guimarães, B.; Silva, J. T. T.; Santos, K. G. & Neto, J. L. V. (2020). Sequencing of unit operations for integral and sustainable peanut processing. *Research, Society and Development*, 9(6), e67963449.

Ho, Y. & McKay, G. (1998), Sorption of dye from aqueous solution by peat. *Chemical Engineering Journal*, 70, 115–124.

Ismail, M.I., Fadzil, M.S.M., Rosmadi, N.N.F., Razali, N. R. A. M. & Mohamad Daud, A.R. (2019) Acid treated corn stalk adsorbent for removal of alizarin yellow dye in wastewater. *Journal of Physics: Conference Series*, 1349, 012105.

Jawad, A. H., Abdulhameed, A.S. & Mastuli, M.S. (2020) Acid-fractionalized biomass material for methylene blue dye removal: a comprehensive adsorption and mechanism study. *Journal of Taibah University for Science*, 14(1), 305-313.

Jorge, I. R.; Tavares, F. P. & Santos, K. G. (2015), Remoção do corante azul de metileno no tratamento de efluentes por adsorção em bagaço de cana de açúcar. In: *Anais do XXXVII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados - ENEMP*, São Carlos. v.2.

Lovatel, Q.C., Menegatti, R.D., Oliveira, M.P., Navroski, M.C., Smiderle, O.J., Souza, A.G. & Oliveira, L.M. (2019). Biometria e qualidade fisiológica de sementes de diferentes matrizes de apuleia *Leiocarpa* (Vogel) J.F. MACBR. In: *Sementes: Ciência, Tecnologia e Inovação. Capítulo 2, Organizador Igor Luiz Vieira de Lima Santos*. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora.

Mu, B. & Wang, A. (2016). Adsorption of dyes onto palygorskite and its composites: a review. *J. Environ. Chem. Eng.*, 4(1), 1274–1294.

Müller, L. C. (2016) Tratamento de água para abastecimento utilizando elementos filtrantes de madeira. *Dissertação de Mestrado na Universidade Federal de Santa Catarina*, Florianópolis.

Salem, I.A., Fayed, T.A. & El-Nahass, M.N. (2018). Mohamed Dawood A Comparative Study for Adsorption of Methylene Blue Dye from Wastewater on to Three Different Types of Rice Ash. *Journal of Pharmaceutical and Applied Chemistry*, 4(2), 99-107.

Sotiles, A. R. (2017). Estudo de diferentes tratamentos da caulinita para possível aplicação como adsorvente do corante têxtil C.I. Reactive Blue 203. *Dissertação de Mestrado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná*.

Uppendar, G., Biswas, G., Adhikari, K. & Dutta, S. (2017). Adsorptive removal of methylene blue dye from simulated wastewater using shale: Experiment and modelling. *J. Indian Chem. Soc.*, 94, 1-12.

Zhang, W.; Dong, L.; Yan, H.; Li, H.; Jiang, Z.; Kan, X.; Yang, H.; Li, A. & Cheng, R. (2011). Removal of Methylene Blue From Aqueous Solutions by Straw Based Adsorbent in a Fixed-bed Column. *Chemical Engineering Journal*, 173, 429-433.

Zhou, Y., Lu, J., Zhou, Y & Liu, Y. (2019). Recent Advances for Dyes Removal Using Novel Adsorbents: A Review. *Environ Pollut.*, 252, 352-365.

Porcentagem de contribuição de cada autor no manuscrito

Fernanda Péres Tavares – 33,35%

Davi Leonardo de Souza – 33,30%

Kássia Graciele dos Santos – 33,35%