

Área: Sustentabilidade | Tema: Resíduos e Reciclagem

AValiação DO POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE AZUL DE METILENO EMPREGANDO BAGAÇO DE UVA (VITIS LABRUSCA) IN NATURA E MODIFICADO

EVALUATION OF THE ADSORPTION POTENTIAL OF BLUE METHYLENE EMPLOYING GRAPE MARC (VITIS LABRUSCA) IN NATURA AND MODIFIED

Júlia Cristina Diel, Isaac Dos Santos Nunes e Emanuele Dos Santos Silva

RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar a capacidade adsorvente do bagaço de uva (*Vitis Labrusca*) proveniente de fermentação vinícola artesanal na remoção do corante catiônico azul de metileno (AM) em solução aquosa, por conta do alto potencial residual do processamento vinícola no estado e pela representatividade do setor têxtil na economia do país. Os experimentos de adsorção foram realizados variando-se massas adsorventes de 0,1, 0,3 e 0,5 g em 100 mL de solução de corante, na concentração inicial de estudo de 20 mg.L⁻¹. Verificou-se que as melhores condições para o processo de adsorção, quanto ao menor tempo de equilíbrio e a maior eficiência de remoção empregando o bagaço de uva in natura (BUIN) e modificado (BUM), foram obtidas com a maior massa testada. Os resultados demonstraram que o bagaço de uva possui elevado potencial de adsorção, removendo com a massa de 0,5 g, 87,96 e 97,36% de AM, utilizando BUIN e BUM, com capacidades adsorptivas de 3,72 e 3,69 mg.g⁻¹, respectivamente, no tempo de equilíbrio de 90 min. O modelo cinético de PSO apresentou melhor ajuste aos dados experimentais. Por fim, a análise conjunta dos resultados permitiu concluir que o bagaço de uva pode ser empregado como um adsorvente efetivo na remoção do corante AM presente em efluentes da indústria têxtil.

Palavras-Chave: adsorção, bagaço de uva, azul de metileno, PSO

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the adsorbent capacity of grape marc (*Vitis Labrusca*) from artisan wine fermentation in the removal of the methylene blue (AM) cationic dye in aqueous solution, due to the high residual potential of the wine processing in the state and by the representativeness of the textile sector in the country's economy. The adsorption experiments were carried out by varying the adsorbent masses of 0,1, 0,3 and 0,5 g in 100 mL dye solution at the initial study concentration of 20 mg.L⁻¹. It was verified that the best conditions for the adsorption process, for the lower equilibration time and the higher removal efficiency using the in natura (BUIN) and modified grape marc (BUM) were obtained with the largest mass tested. The results showed that grape marc has high adsorption potential, removing from the mass of 0,5 g, 87,96 and 97,36% of AM, using BUIN and BUM, with adsorption capacities of 3,72 and 3,69 mg.g⁻¹, respectively, at equilibrium time of 90 min. The kinetic model of PSO presented a better fit to the experimental data. Finally, a joint analysis of the results allowed to conclude that grape marc can be used as an effective adsorbent in the removal of AM dye present in effluents from the textile industry.

Keywords: adsorption, grape marc, methylene blue, PSO

Eixo Temático: Sustentabilidade – Resíduos e Reciclagem

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE AZUL DE METILENO
EMPREGANDO BAGAÇO DE UVA (*VITIS LABRUSCA*) *IN NATURA* E
MODIFICADO**

**EVALUATION OF THE ADSORPTION POTENTIAL OF BLUE METHYLENE
EMPLOYING GRAPE MARC (*VITIS LABRUSCA*) *IN NATURA* AND MODIFIED**

RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar a capacidade adsorvente do bagaço de uva (*Vitis Labrusca*) proveniente de fermentação vinícola artesanal na remoção do corante catiônico azul de metileno (AM) em solução aquosa, por conta do alto potencial residual do processamento vinícola no estado e pela representatividade do setor têxtil na economia do país. Os experimentos de adsorção foram realizados variando-se massas adsorventes de 0,1, 0,3 e 0,5 g em 100 mL de solução de corante, na concentração inicial de estudo de 20 mg.L⁻¹. Verificou-se que as melhores condições para o processo de adsorção, quanto ao menor tempo de equilíbrio e a maior eficiência de remoção empregando o bagaço de uva *in natura* (BUIN) e modificado (BUM), foram obtidas com a maior massa testada. Os resultados demonstraram que o bagaço de uva possui elevado potencial de adsorção, removendo com a massa de 0,5 g, 87,96 e 97,36% de AM, utilizando BUIN e BUM, com capacidades adsorptivas de 3,72 e 3,69 mg.g⁻¹, respectivamente, no tempo de equilíbrio de 90 min. O modelo cinético de PSO apresentou melhor ajuste aos dados experimentais. Por fim, a análise conjunta dos resultados permitiu concluir que o bagaço de uva pode ser empregado como um adsorvente efetivo na remoção do corante AM presente em efluentes da indústria têxtil.

Palavras-chave: adsorção, bagaço de uva, azul de metileno, PSO.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the adsorbent capacity of grape marc (*Vitis Labrusca*) from artisan wine fermentation in the removal of the methylene blue (AM) cationic dye in aqueous solution, due to the high residual potential of the wine processing in the state and by the representativeness of the textile sector in the country's economy. The adsorption experiments were carried out by varying the adsorbent masses of 0,1, 0,3 and 0,5 g in 100 mL dye solution at the initial study concentration of 20 mg.L⁻¹. It was verified that the best conditions for the adsorption process, for the lower equilibration time and the higher removal efficiency using the *in natura* (BUIN) and modified grape marc (BUM) were obtained with the largest mass tested. The results showed that grape marc has high adsorption potential, removing from the mass of 0,5 g, 87,96 and 97,36% of AM, using BUIN and BUM, with adsorption capacities of 3,72 and 3,69 mg.g⁻¹, respectively, at equilibrium time of 90 min. The kinetic model of PSO presented a better fit to the experimental data. Finally, a joint analysis of the results allowed to conclude that grape marc can be used as an effective adsorbent in the removal of AM dye present in effluents from the textile industry.

Keywords: adsorption, grape marc, methylene blue, PSO.

1 REVISÃO DA LITERATURA

Atualmente, segundo Mouni *et al.* (2018), entre os mais variados meios de contaminação ambiental por fonte industrial destacam-se os corantes, substâncias de coloração persistente e que apresentam baixa biodegradabilidade, portanto difíceis de serem eliminadas naturalmente e incompatíveis com alguns processos convencionais de tratamentos de efluentes existentes. A poluição ambiental por corantes é decorrente de diversas atividades industriais, e Islam *et al.* (2017) estimam que sejam produzidas anualmente mais de 700 mil toneladas de corantes, dos quais, segundo Narvekar, Fernandes e Tilve (2018), aproximadamente 15% são despejados em águas superficiais.

De acordo com Castro *et al.* (2018), a indústria têxtil é considerada uma das indústrias que mais consome água no mundo e conseqüentemente, que produz grandes volumes de águas residuais, apresentando-se, em conformidade com Barcellos *et al.* (2009), como uma potencial fonte geradora de efluentes contendo corantes. Segundo Pawar *et al.* (2018), dentre os corantes residuais desta operação, o azul de metileno (AM) é considerado um dos principais poluentes que contribuem aos efluentes coloridos.

A representatividade econômica deste setor no país é bastante significativa. Segundo a Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção – ABIT (2017), o setor têxtil é o segundo maior empregador da indústria de transformação no Brasil e o país é o quinto maior produtor têxtil do mundo, tendo produzido em média aproximadamente 1,7 milhão de toneladas de tecidos no ano de 2017.

Existem diversos métodos convencionais de tratamento disponíveis para a remoção de corantes dissolvidos em efluentes líquidos. Dentre eles, destaca-se a adsorção, por oferecer eficiência na separação de uma ampla gama de compostos químicos em soluções diluídas, além de ser economicamente viável pelo baixo custo de operação, simplicidade de projeto e elevada eficiência (PATHANIA, SHARMA, SINGH, 2017).

Conforme apresentado por McCabe, Smith e Harriott (2005), a adsorção é classificada como uma operação unitária de transferência de massa do tipo sólido-fluido, na qual componentes de uma fase fluida são removidos e transferidos para a superfície de uma fase sólida, onde se acumulam. Segundo Matos (2015), o material sólido que adsorve é denominado como adsorvente, enquanto a substância que é adsorvida é conhecida como adsorvato, e o solvente no qual o adsorvato se encontra dissolvido é o adsorvivo. Segundo Portinho (2016), o principal sólido adsorvente utilizado comercialmente é o carvão ativado, devido a sua eficiência na remoção de poluentes e facilidade de regeneração. Em contrapartida, o custo associado à aquisição e aplicação desse material no processo pode ser limitante, levando à necessidade de empregar adsorventes alternativos.

De acordo com uma pesquisa realizada pela Embrapa Uva e Vinho, coordenada por Mello (2016), a produção de uvas no Brasil, no ano de 2015, foi de 1.499.353 toneladas, sendo 781.412 toneladas (aproximadamente 52%) destinadas ao processamento de vinhos, sucos e derivados, e o restante para o consumo *in natura*. O Rio Grande do Sul respondeu por 90% deste total, destinando 702.900 toneladas de sua produção para o processamento. De acordo com Oliveira Filho (2017), a tendência é um crescimento contínuo na área vitivinícola, aumentando assim o volume de resíduos gerados durante o processamento, e conseqüentemente ocasionando o acúmulo de subprodutos, o que pode vir a se tornar um grave problema ambiental. O reaproveitamento destes resíduos é extremamente importante para minimizar os impactos ambientais.

Correlacionando-se o potencial do Rio Grande do Sul na produção vinícola brasileira com a quantidade gerada de subprodutos de processamento, obtém-se um total de aproximadamente 140 mil toneladas de bagaço por ano. Desta forma, torna-se auspiciosa a

busca por alternativas promissoras para reaproveitamento dos subprodutos da vinificação.

2 OBJETIVO

O presente trabalho objetivou avaliar o potencial adsorptivo de bagaço de uva proveniente de produção vinícola artesanal na sua forma *in natura* (BUIN) e modificada (BUM) na remoção do corante azul de metileno (AM).

3 METODOLOGIA

3.1 PREPARO DA BIOMASSA

A matéria-prima utilizada foi o bagaço de uva (pertencente à variedade *Vitis Labrusca*, cultivar *Isabel*), proveniente de fermentação vinícola artesanal de produção própria, realizada no município de Santo Cristo, Rio Grande do Sul, referente à safra 2017/2018.

O preparo da biomassa adsorvente englobou a secagem, moagem e análise granulométrica do bagaço de uva. Realizou-se a secagem em estufa com recirculação de ar (SP-100/216, SPLabor) a 60° C por 24 h. A trituração por moagem foi realizada em moinho de facas tipo Willey (Eco Educacional). A análise granulométrica do material moído foi executada no agitador de peneiras (Bertel Indústria Metalúrgica Ltda).

3.2 MODIFICAÇÃO DA BIOMASSA

Visando-se melhorar o potencial adsorvente do bagaço de uva, submeteu-se a biomassa previamente seca e moída a um ataque alcalino com hidróxido de sódio. Em um béquer, aferiram-se 5 g do material *in natura*, adicionando-se 500 mL de NaOH 1 M. Agitou-se a suspensão formada por 1 h, com auxílio de um agitador recônico (710, Fisatom). O bagaço tratado foi então removido e lavado com água destilada em agitação até atingir a neutralização do pH. Posteriormente, secou-se a biomassa modificada em estufa por 24 h a 60° C.

3.3 TESTE DO PONTO DE CARGA ZERO (PZC)

A biomassa foi submetida à medida do pH no ponto de carga zero (pH_{PZC}), empregando-se o “Método dos 11 pontos”, conforme proposto por Regalbuto e Robles (2004). O procedimento consistiu na adição de 0,02 g de material adsorvente e 20 mL de solução aquosa de NaCl 0,1 mol.L⁻¹ em erlenmeyers de 125 mL, sob 11 diferentes condições de pH inicial (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11), ajustados com soluções de HCl 0,1 e 1 M (quando pH ácido) ou de NaOH 0,1 e 1 M (quando pH básico), à temperatura ambiente. Apontou-se o pH final das soluções decorridas 24 h de equilíbrio, à temperatura ambiente, sob agitação de 120 rpm, em mesa agitadora orbital (CT-145, Cientec). Plotando-se um gráfico ΔpH versus pH inicial, pode-se encontrar o pH_{PZC} , correspondendo à faixa na qual o pH final se mantém constante, ou seja, quando a superfície se comporta como um tampão.

3.4 PREPARO DAS SOLUÇÕES

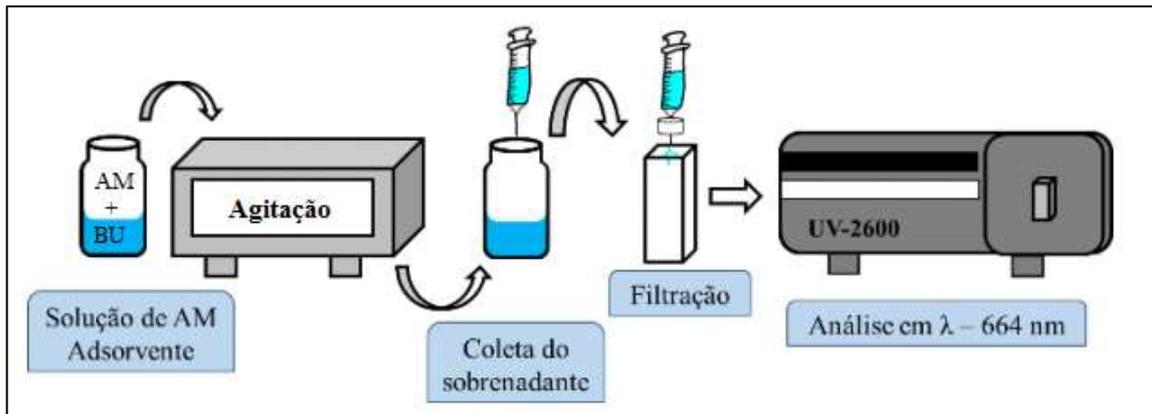
Para a realização dos experimentos, foram preparadas soluções a partir da dissolução de AM em água destilada, na concentração inicial de 100 mg.L⁻¹, realizando-se diluição da solução para concentração de 20 mg.L⁻¹. A quantificação foi realizada em espectrofotômetro (UV-2600, Shimadzu), no comprimento de onda de 664 nm, para obtenção dos valores de

concentração e absorbância. Todas as soluções foram ajustadas o valor de pH_{PZC} determinado, realizando-se a correção necessária com soluções de $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ de NaOH e HCl.

3.5 ENSAIOS DE ADSORÇÃO

A Figura 1 representa as etapas do processo de adsorção realizado em escala laboratorial.

Figura 1 - Representação esquemática do processo de adsorção



Fonte: adaptado de Santos *et al.* (2018)

Os experimentos de adsorção foram realizados variando-se massas adsorventes de 0,1, 0,3 e 0,5 g em 100 mL de solução de corante, na concentração de estudo de 20 mg.L^{-1} . As amostras foram agitadas em temperatura ambiente, a 160 rpm, em mesa agitadora orbital (CT-145, Cientec). Mediu-se a concentração da solução durante a adsorção em intervalos de tempo regulares (a cada 10 min, até 60 min; após a cada 30 min), até atingir-se o ponto de equilíbrio do adsorvato/adsorvente.

A capacidade de adsorção do bagaço de uva foi determinada a partir da Equação 1.

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

sendo C_0 a concentração inicial de corante, em mg.L^{-1} ; C_t a concentração medida no intervalo de tempo, em mg.L^{-1} ; m a massa de adsorvente utilizada no processo de adsorção, em g; e V volume de solução que contém o corante, em L.

Para a determinação de condições favoráveis a serem aplicadas na análise da cinética de adsorção do azul de metileno pelas partículas de bagaço de uva, analisou-se a resposta da eficiência de remoção (η) do corante, empregando-se a Equação 2.

$$\eta = \frac{(C_0 - C_{t,f})}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

sendo $C_{t,f}$ a concentração no tempo final do processo, em mg.L^{-1} .

3.6 CINÉTICA DE ADSORÇÃO

Utilizou-se o software Origin 8.0 para plotagem dos gráficos e o pacote computacional MatLab® para a construção dos perfis cinéticos de adsorção e determinação dos parâmetros cinéticos de diferentes modelos. Os modelos testados foram pseudo-primeira ordem (PPO),

pseudo-segunda ordem (PSO) e quimissorção de Elovich, apresentados pelas Equações 3, 4 e 5, respectivamente.

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3)$$

$$q_t = \frac{t}{\left(\frac{1}{k_2 q_2^2}\right) + \left(\frac{t}{q_2}\right)} \quad (4)$$

$$q_t = A + B \ln(t) \quad (5)$$

sendo k_1 a constante adimensional da taxa de adsorção de PPO; k_2 a constante adimensional da taxa de adsorção de PSO; t o tempo de adsorção, em min; q_e a capacidade de adsorção no equilíbrio (máxima capacidade adsortiva), em mg.g^{-1} ; A a taxa inicial de adsorção; e B uma constante relacionada ao grau de cobertura e a energia de ativação envolvida no processo.

O coeficiente de correlação linear (R^2) e a soma quadrática dos erros (SQE) foram os parâmetros analisados para verificação do melhor ajuste do modelo. Foram considerados os melhores ajustes aqueles que apresentaram os maiores valores para o R^2 e menor valor da SQE.

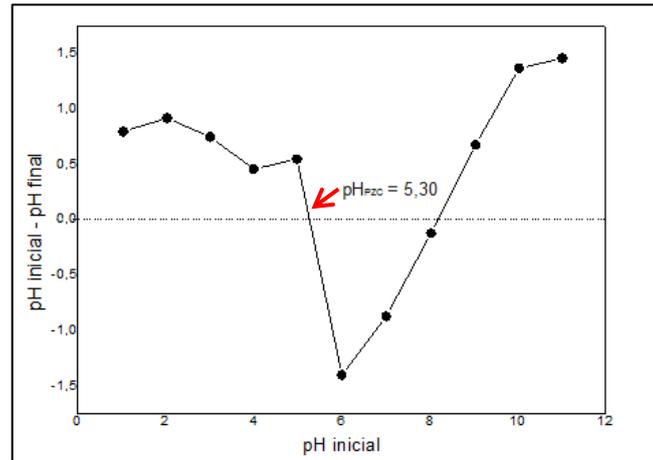
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Por meio da análise granulométrica da biomassa, determinou-se o diâmetro de Sauter da amostra, o qual fornece informações sobre o diâmetro médio das partículas do bagaço de uva utilizado no processo de adsorção. Este é um parâmetro de grande importância, considerando-se que quanto menor for o diâmetro das partículas, maior é a área superficial de contato entre adsorvente e adsorvato, otimizando o processo adsortivo quanto à transferência de massa. O valor determinado para este parâmetro foi de 0,460 mm.

O pH da solução desempenha um papel importante no processo de adsorção, uma vez que a variação pode aumentar ou diminuir significativamente a capacidade adsortiva dos materiais adsorventes, ativando ou desativando sítios ativos presentes, por estabelecer as interações eletrostáticas que ocorrem entre o adsorvente e o adsorvato quando entram em contato. De acordo com Deolin *et al.* (2013), o estudo do pH pode ser relacionado com o ponto de carga zero do adsorvente, parâmetro que indica o valor do pH no qual um sólido apresenta carga superficial nula. Graficamente, o pH_{PCZ} é representado pelo ponto que intercepta o eixo x.

A Figura 2 aponta para valores de pH_{PZC} equivalentes a aproximadamente 5,3 e 8,0 para o BUIN. Considerando-se que o azul de metileno é uma molécula catiônica, carregada positivamente, com pH natural da solução variando entre 6 e 7, definiu-se como melhor faixa de trabalho o valor de 5,3, ajustando-se todas as soluções preparadas para os ensaios de adsorção a este valor. A escolha para ajuste de pH a 5,3 se deve também em relação à provável menor quantidade de solução para a correção do pH, o que pode significar redução de custos de operação.

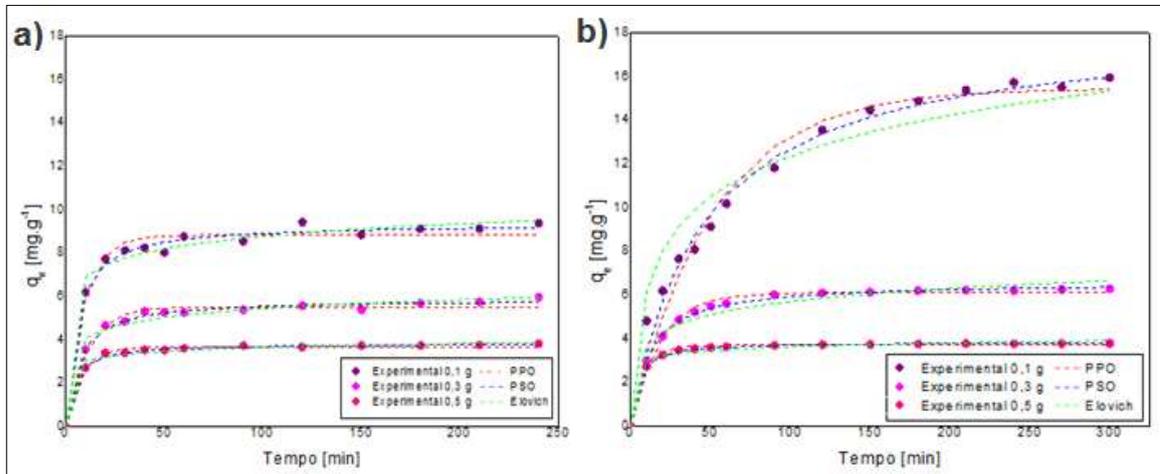
Figura 2 - Curva para obtenção do pH_{PZC} de BUIN



Fonte: autores

A Figura 3 apresenta os resultados dos ensaios de adsorção e os modelos ajustados aos dados experimentais na concentração inicial de 20 mg.L^{-1} de AM, para as massas de 0,1, 0,3 e 0,5 g de BUIN e BUM.

Figura 3 - Perfis cinéticos com modelos ajustados ao processo de adsorção de AM na concentração de 20 mg.L^{-1} com massas de 0,1, 0,3 e 0,5 g de (a) BUIN e (b) BUM.



Fonte: autores

Os resultados apontados na Figura 3(a) para o BUIN, mostram que para a massa de 0,1 g, o tempo de equilíbrio foi atingido aos 150 min, apresentando capacidade adsorptiva de $8,84 \text{ mg.g}^{-1}$, com eficiência de remoção de 41,77%. Já para a massa de 0,3 g, a eficiência de remoção elevou-se a 78,92%, resultando em uma capacidade adsorptiva de $5,57 \text{ mg.g}^{-1}$, atingindo-se o equilíbrio aos 120 min. Aumentando-se a massa para 0,5 g, verificou-se uma capacidade adsorptiva de $3,72 \text{ mg.g}^{-1}$, sendo necessários 90 min para atingir o equilíbrio, apresentando uma remoção de 87,96%. Com base nos dados apresentados pela Figura 3(b), tratando-se do BUM, pode-se analisar que quando empregou-se 0,1 g, alcançou-se uma capacidade de adsorção igual a $15,50 \text{ mg.g}^{-1}$, no tempo de equilíbrio de 270 min, o que remete a uma eficiência de remoção de 81,89%. Para a massa de 0,3 g, atingiu-se o tempo de

equilíbrio passados 120 min, com uma capacidade adsorptiva de $6,10 \text{ mg.g}^{-1}$, o que compreende uma remoção de 96,69% de AM. Já quando utilizados 0,5 g, foi possível verificar que o tempo de equilíbrio foi de 90 min, em que se obteve uma capacidade adsorptiva de $3,69 \text{ mg.g}^{-1}$ e uma remoção de 97,36%.

Contextualizando-se os resultados apresentados, pode-se observar que nas condições estudadas de 20 mg.L^{-1} para o BUIN e BUM, o aumento da massa de adsorvente resultou na diminuição do tempo de equilíbrio, juntamente com a redução nos valores de capacidade adsorptiva e o aumento da eficiência de remoção.

Para estas variações, resultados semelhantes foram obtidos por Chiquim *et al.* (2018), que estudaram a adsorção de AM empregando bagaço de malte como adsorvente. Na concentração inicial de 50 mg.L^{-1} , com 0,1 g de biomassa, os autores obtiveram uma capacidade adsorptiva de $39,94 \text{ mg.g}^{-1}$ e o tempo necessário para atingir o equilíbrio foi de 90 min, com uma eficiência de remoção de 84,9%. Já para a massa de 0,3 g, obteve-se uma capacidade adsorptiva de $14,29 \text{ mg.g}^{-1}$, necessitando de 60 min até que o equilíbrio fosse atingido e apresentando uma eficiência de remoção de 91,9%. Aumentando a massa para 0,5 g, a capacidade adsorptiva observada foi de $8,56 \text{ mg.g}^{-1}$ e o tempo necessário para que o equilíbrio fosse atingido foi de 30 min, com uma remoção de 92,7%.

Comparando estes resultados, utilizando-se as mesmas quantidades de biomassa (0,1, 0,3 e 0,5 g), mas em concentração superior à estudada no presente trabalho, Chiquim *et al.* (2018) obtiveram capacidades adsorptivas mais elevadas em relação ao adsorvente bagaço de uva *in natura* e modificado. Além disso, observa-se também que para a menor massa de BUIN (0,1 g), a remoção do presente trabalho (41,77%) foi muito inferior à determinada pelos autores (84,9%), enquanto nas demais dosagens as variações não foram tão significativas. Em contrapartida, os resultados obtidos com a modificação do bagaço de uva aproximaram-se muito ou foram maiores aos valores obtidos pela remoção de AM com bagaço de malte.

Em se tratando do tempo de equilíbrio, é de fundamental importância nos processos de tratamento de efluentes estimar o tempo necessário para que o adsorvente alcance sua capacidade máxima de adsorção. Segundo Yagub *et al.* (2014), neste tempo ocorre a saturação dos sítios de adsorção do material, situação na qual a massa de adsorvente utilizada atinge uma condição onde já não é mais possível acumular moléculas de corante em sua superfície de adsorção do material. De acordo com Silva *et al.* (2015), a remoção rápida do adsorvato e o alcance do equilíbrio em um período curto de tempo, quando comparado com outros processos que atingem o equilíbrio em até 48h, são uma das indicações que o adsorvente investigado é eficiente e podem vir a se constituir em alternativa promissora para o tratamento de efluentes tornando o processo mais econômico. Visto que, redução de tempo (juntamente com a redução da dosagem de adsorvente) corresponde a redução de custos.

Tratando-se da velocidade com que o processo foi efetivado, Matos e Abud (2016) estudaram a remoção de AM com resíduos de tangerina e maracujá empregando 1 g de biomassa para uma solução de 100 mg.L^{-1} de concentração inicial e, em apenas 10 min de contato, obtiveram remoções de 90 e 94%. Neste trabalho, o tempo estimado para estabelecer as condições de equilíbrio com BUIN e BUM apresenta-se superior. No entanto, comparando-se os menores tempos de equilíbrio do presente trabalho, que foram obtidos na dosagem de 0,5 g, com os dados de Matos e Abud (2016), os autores empregaram o dobro da massa. Provavelmente, utilizando-se dosagens maiores de BUIN e BUM, como de 1 g, o tempo de equilíbrio também seria menor.

Em relação à dosagem de adsorvente, uma relação inversa é observada para a variável massa: enquanto ela exerce um efeito negativo sobre a capacidade adsorptiva, seu efeito é positivo sobre os resultados de remoção. Cardoso *et al.* (2011) explicam que aumentando a área superficial, existem mais sítios de adsorção disponíveis com uma maior disponibilidade de material adsorvente, contribuindo para o aumento da remoção. Entretanto, o aumento da

massa também faz com que a concentração final de corante na solução seja menor, reduzindo o gradiente de concentração do corante AM nas fases líquida e sólida, reduzindo também a força motriz para a ocorrência da transferência de massa, o que acarreta em uma redução de capacidade. Esta observação é evidenciada pela maneira como a capacidade adsorviva é calculada, sendo inversamente proporcional a massa de adsorvente empregada. Além disso, conforme afirmam Oladoja e Akinlabi (2009), quantidades maiores de adsorvente em um volume fixo de solução favorecem a aglomeração de partículas, podendo acarretar no aumento do comprimento do caminho difusional, mantendo a porcentagem de remoção constante ou então ocasionando ser decréscimo.

Desta forma, é importante que a avaliação do processo seja feita também levando em consideração a eficiência de remoção promovida pelo adsorvente frente ao poluente. A eficiência de remoção é um parâmetro significativo para auxiliar na escolha de uma configuração para o processo de adsorção, bem como sobre a determinação da eficácia do adsorvente empregado.

No presente trabalho, o aumento da biomassa de 0,1 para 0,3 e 0,5 g de BUIN e BUM, promoveu elevações significativas da eficiência de remoção. Já o aumento de 0,3 para 0,5 g não foi tão representativo. De acordo com o trabalho desenvolvido por Franco *et al.* (2012), com o aumento da massa de sementes de mamão, os autores observaram que esta alteração não resultou em elevação na eficiência de remoção do corante AM presente na solução. Resultados estes que foram atribuídos à aglomeração das partículas, o que diminui a superfície de contato do sólido com o adsorvato. Conforme Hahn *et al.* (2017), uma vez que houver aglomeração de partículas, uma possibilidade para a remoção do adsorvato seria um aumento na rotação do sistema, que causaria mais agitação e facilitaria o contato das partículas com o adsorvato.

A Tabela 1 apresenta dados de eficiência de remoção obtidos na adsorção de AM com diferentes adsorventes encontrados na literatura.

Tabela 1 - Comparação das eficiências de remoção de AM para diferentes adsorventes citados na literatura

Adsorvente e dosagem	Remoção	Referências
Resíduo vitivinícola <i>in natura</i>	31%	Argenta <i>et al.</i> (2013)
Fibra de piaçava	45%	Marques e Dotto (2018)
Torta de chia	71,1%	Diel <i>et al.</i> (2017)
Carvão ativado de cana de açúcar	80%	Silva <i>et al.</i> (2016)
BUIN	87,96%	Neste estudo
Resíduos de milho e fibra de casca de coco	95%	Souza, Silva e Abud (2016)
Bagaço de malte <i>in natura</i>	96,7%	Lima <i>et al.</i> (2017)
BUM	97,36%	Neste estudo
Bagaço de bergamota	98,7%	Diettrich <i>et al.</i> (2016)

Fonte: autores

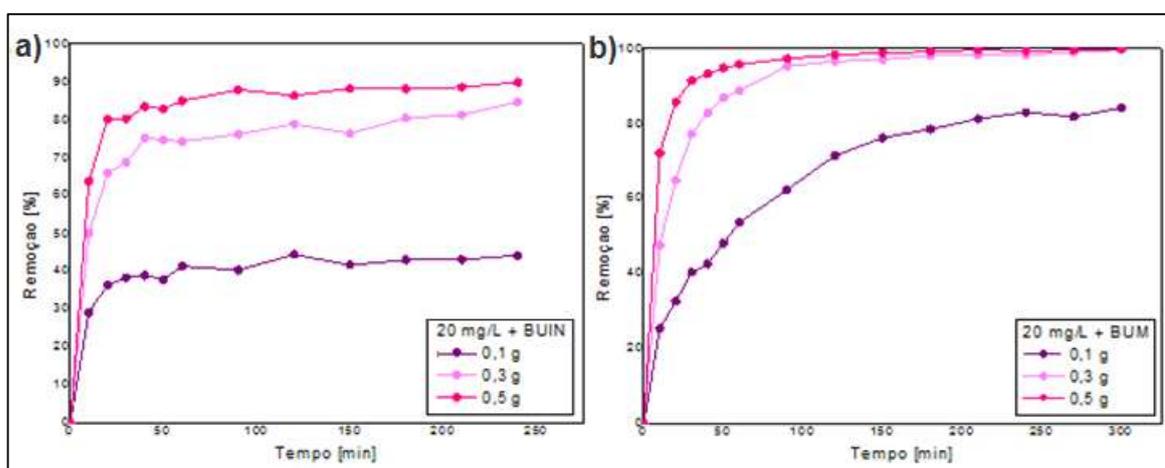
Na Tabela 1, as remoções apontadas referentes ao BUIN e BUM tratam-se das melhores condições verificadas, empregando a dosagem de 0,5 g. Frente aos dados apontados, observa-se que os valores de remoção promovidos pelo BUIN e BUM localizam-se dentro da faixa de valores apresentados na literatura consultada para a construção deste trabalho (de 31 a 98,7%), e dentre as melhores eficiências promovidas. A partir destes resultados, pode-se confirmar que o bagaço de uva apresenta-se como um adsorvente favorável para remoção do corante AM, apresentando remoções acima de 80% para sua forma *in natura* e acima de 90%

a partir da modificação alcalina promovida na estrutura do adsorvente, considerando suas melhores condições.

Conforme apresentado por Franco *et al.* (2017), remoções mais expressivas podem ser obtidas com modificações químicas e físicas promovidas na estrutura dos adsorventes. Neste sentido, realizou-se a modificação do bagaço de uva empregado neste trabalho, que mostrou bons indicadores da viabilidade do emprego *in natura* e ainda melhores com a modificação alcalina.

A Figura 4 ilustra a eficiência de remoção do processo adsorptivo nas diferentes condições de ensaio em função do tempo de contato, permitindo realizar uma análise comparativa da evolução da remoção em relação a modificação do bagaço de uva.

Figura 4 - Eficiência de remoção do corante AM em função do tempo na concentração de 20 mg.L⁻¹ utilizando (a) BUIN e (b) BUM, nas diferentes massas de estudo.



Fonte: autores

Em conformidade com a Figura 4(a), observa-se que aos primeiros 10 min de contato adsorvato/adsorvente, houve redução do percentual de cor de aproximadamente 30% para 0,1 g, 50% para 0,3 g e 64% para 0,5 g. Na Figura 4(b), com a modificação alcalina do adsorvente, aos 10 min removeu-se cerca de 25% com 0,1 g, 47% com 0,3 g e 72% com 0,5 g.

Schodermayr *et al.* (2018) e Guo *et al.* (2018), utilizando carvão produzido a partir do endocarpo de açaí e semente de *Camellia Oleifera* para adsorção de AM, respectivamente, também observaram rápido processo de adsorção nos primeiros minutos. Tais autores afirmam que estes dados se atribuem à adsorção mais rápida do corante inicialmente na superfície do adsorvente, e em seguida mais lentamente nas superfícies internas do mesmo. Segundo Silva *et al.* (2018) e Dotto, Lima e Pinto (2012), isto se deve a maior disponibilidade de sítios ativos no biossorvente na etapa inicial do processo, uma vez que, à medida que a adsorção vai acontecendo, ocorre um decréscimo no número de sítios ativos na superfície do adsorvente, saturando-a, e assim, a quantidade adsorvida torna-se constante devido à formação de uma camada monomolecular do corante sobre a superfície.

No estudo desenvolvido por Franco *et al.* (2017), a modificação alcalina com NaOH apresentou os melhores resultados de remoção, promovendo o aumento da eficiência em 29,6% em relação a casca de arroz empregada *in natura* na adsorção de AM, mostrando assim que um tratamento químico ou físico, como já relatado, tende a melhorar os indicadores do processo de adsorção. No presente trabalho, quantitativamente, na concentração de 20 mg.L⁻¹, para a massa de 0,1 g, houve aumento de 75,4% na capacidade adsorptiva e de 96,1% na eficiência de remoção. Para 0,3 g, a remoção aumentou em 22,5% e a capacidade adsorptiva

em 9,61%. Já para a dosagem de 0,5 g, houve redução da capacidade adsorptiva em 0,99%, porém aumento de eficiência de 10,69%. Considerando-se estes fatos, pode-se concluir que para a massa de 0,1 g, a modificação alcalina foi extremamente favorável, atingindo valor bem maior em comparação ao obtido por Franco *et al.* (2017), para a menor concentração (em 20 mg.L⁻¹, aumento de 96,1%). Já para a massa de 0,3 g o aumento foi significativamente bom, enquanto para 0,5 g houve pequeno acréscimo. Ou seja, em menores dosagens de adsorvente a modificação com ataque alcalino apresenta resultados mais favoráveis do que em maiores dosagens, em que a remoção de BUIN já apresentou excelentes resultados.

As Tabelas 2 e 3 apresentam os parâmetros dos modelos cinéticos utilizados para ajustar os dados experimentais obtidos na adsorção de AM na concentração de 20 mg.L⁻¹ empregando 0,1, 0,3 e 0,5 g de BUIN e BUM, respectivamente.

Tabela 2 - Dados cinéticos obtidos a partir dos modelos testados para a adsorção de AM na concentração de 20 mg.L⁻¹, empregando diferentes massas de BUIN

Modelos	Massa de adsorvente [g]		
	0,1	0,3	0,5
<i>Pseudo-Primeira Ordem (PPO)</i>			
q_1 [mg.g ⁻¹]	8,82	5,509	3,66
k_1 [min ⁻¹]	0,1096	0,0931	0,1292
SQE	1,955	0,5792	0,1158
R ²	0,9739	0,9804	0,9908
ERM [%]	0,4215	0,2295	0,1026
<i>Pseudo-Segunda Ordem (PSO)</i>			
q_2 [mg.g ⁻¹]	9,351	5,875	3,831
k_2 [g.mg.min ⁻¹]	0,0215	0,02809	0,07036
SQE	0,6944	0,2315	0,04664
R ²	0,9907*	0,9922*	0,9963*
ERM [%]	0,2513	0,1451	0,06512
<i>Elovich</i>			
<i>A</i>	4,965	2,731	2,427
<i>B</i>	0,8265	0,5881	0,2647
SQE	1,346	0,6816	0,2063
R ²	0,8489	0,8489	0,7899
ERM [%]	0,3669	0,2611	0,1436

*Modelo cinético de melhor ajuste.

Fonte: os autores

Para a determinação do modelo cinético de melhor ajuste aos dados experimentais do processo adsorptivo, analisaram-se conjuntamente os parâmetros R² e ERM, levando em consideração os maiores valores obtidos para R² e menores valores para ERM. Neste sentido, com base nos dados apresentados nas Tabelas 2 e 3, verificou-se que o ajuste ao modelo de PSO foi predominantemente favorável.

Tabela 3 - Dados cinéticos obtidos a partir dos modelos testados para a adsorção de AM na concentração de 20 mg.L⁻¹, empregando diferentes massas de BUM

Modelos	Massa de adsorvente [g]		
	0,1	0,3	0,5
<i>Pseudo-Primeira Ordem (PPO)</i>			
q_1 [mg.g ⁻¹]	15,44	6,116	3,695
k_1 [min ⁻¹]	0,01964	0,05479	0,1223
SQE	8,588	0,4304	0,1132
R ²	0,9737	0,9895	0,9914
ERM [%]	0,8128	0,182	0,0933
<i>Pseudo-Segunda Ordem (PSO)</i>			
q_2 [mg.g ⁻¹]	18,3	6,593	3,845
k_2 [g.mg.min ⁻¹]	0,001244	0,01357	0,06833
SQE	3,77	0,1031	0,008079
R ²	0,9885*	0,9975*	0,9994*
ERM [%]	0,5385	0,08906	0,02493
<i>Elovich</i>			
<i>A</i>	6,825x10 ⁻⁸	1,734	2,506
<i>B</i>	2,685	0,8614	0,2438
SQE	18,56	1,503	0,2177
R ²	0,907	0,8779	0,799
ERM [%]	1,244	0,3539	0,1347

*Modelo cinético de melhor ajuste.

Fonte: os autores

Na literatura, diversos estudos cinéticos de adsorção comprovam que o modelo PSO se adequa a adsorção de soluções catiônicas por meio de adsorventes provenientes de resíduos naturais. Lima *et al.* (2018) adsorveram AM com casca de timbaúva, e o melhor ajuste aos dados cinéticos foi obtido com o modelo de PSO nas concentrações iniciais de corante de 30, 40 e 50 mg.L⁻¹ utilizando 1 g de biomassa. Rampasi, Caetano e Dragunski (2016) obtiveram resultados semelhantes empregando bagaço de cana de açúcar *in natura* e modificado com fungo na adsorção de AM em 30 mg.L⁻¹ com 0,01 g de adsorvente. Bem como determinaram Santos *et al.* (2018), empregando 0,1 g de sílica modificada na remoção de AM, sendo o modelo de PSO de mais satisfatório ajuste.

Deste modo, os resultados encontrados no presente trabalho foram compatíveis aos apresentados pelos autores mencionados quanto aos ajustes cinéticos, onde o modelo de PSO se adequou melhor aos dados experimentais, garantindo a predominância sobre o sistema no processo de adsorção do sistema em batelada.

Segundo Massocatto *et al.* (2013), o modelo PSO admite que a adsorção sofre influência da quantidade de corante na superfície do adsorvente e da quantidade de íons adsorvidos no equilíbrio, o que indica que a taxa de reação é diretamente proporcional ao número de sítios de ligação da superfície do material adsorvente. Em conformidade com Rampasi, Caetano e Dragunski (2016), este modelo também mostra que no processo de adsorção ocorre uma forte interação entre o corante os resíduos *in natura* e modificado.

Por fim, correlacionando-se todos os dados apresentados e discutidos no presente trabalho, pode-se afirmar que o bagaço de uva é um adsorvente eficaz na remoção do corante catiônico azul de metileno, apresentando valores consideráveis de capacidade adsortiva e ajustes favoráveis aos dados cinéticos. Avaliando-se a eficiência de remoção, verifica-se que o

processo foi beneficiado com a ativação alcalina, bem como com o aumento da massa adsorvente utilizada, o que justifica a modificação da biomassa e o emprego de maiores dosagens. Em comparação a demais adsorventes aplicados na adsorção de AM, as remoções com o BUIN e o BUM foram expressivas, atingindo 80 e 90% de descoloração em suas melhores condições. Frente a estes dados, tratando-se de um resíduo agroindustrial com elevada disponibilidade no Rio Grande do Sul, este é um processo que deve ser explorado no tratamento de efluentes, bem como na destinação adequada do resíduo vitivinícola.

5 CONCLUSÃO

Considerando-se os parâmetros investigados no processo de adsorção (dosagem de adsorvente e modificação alcalina), o aumento da massa de adsorvente de 0,1 para 0,3 e 0,5 g, resultou na diminuição do tempo de equilíbrio, juntamente com o aumento da eficiência de remoção e redução nos valores de capacidade adsorptiva. Em se tratando da modificação do adsorvente, remoções mais expressivas foram obtidas com a ativação alcalina promovida na estrutura do bagaço de uva.

Para a massa de 0,1 g a modificação alcalina foi extremamente favorável para o BUIN e BUM, quase dobrando o valor de eficiência de remoção para 20 mg.L⁻¹ de AM. Já para a massa de 0,3 g o aumento foi significativamente bom, enquanto para 0,5 g houve pequeno acréscimo. Ou seja, em menores dosagens de adsorvente a modificação com ataque alcalino apresentou resultados mais favoráveis do que em maiores dosagens, em que a remoção de BUIN já apresentou excelentes resultados.

Quanto ao menor tempo de equilíbrio e a maior eficiência de remoção empregando o bagaço de uva *in natura* e modificado, verificou-se que as melhores condições para o processo de adsorção foram obtidas com a maior massa testada. Os resultados demonstraram que o bagaço de uva possui elevado potencial de adsorção, removendo com a massa de 0,5 g, 87,96 e 97,36% de AM para BUIN e BUM, com capacidades adsorptivas de respectivamente, 3,72 e 3,69 mg.g⁻¹, no tempo de equilíbrio de 90 min.

Em se tratando da cinética de adsorção do corante, o modelo de PSO se adequou melhor aos dados experimentais, garantindo a predominância sobre o sistema no processo de adsorção do sistema em batelada.

Por fim, a análise conjunta dos resultados permite concluir que a reutilização do bagaço de uva como material adsorvente agrega valor ao resíduo, devido ao seu baixo custo, disponibilidade em abundância e pelos indicadores de eficiência de remoção apresentados, reduzindo custos na sua eliminação e favorecendo a implementação desta operação.

REFERÊNCIAS

ABIT – Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>>. Acessado em 27 de maio de 2018.

ARGENTA, A. B.; GONÇALVES, C. F.; ROSA, G. S.; OLIVEIRA, E. G.. **Adsorção do corante azul de metileno pelo resíduo da vitivinicultura *in natura* e pós-secagem.** In: XXXVI Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, Maceió, 2013.

BARCELLOS, I. O.; GIOVANELLA, R. F.; CHIARELLO, L. M.; BLOSFELD, A. M.. Remoção de cor de soluções de corantes reativos com cinza de casca de arroz. **Dynamis Revista Técnico Científica**, n. 2, v. 15, p. 1-6, 2009.

CARDOSO, N. F.; PINTO, R. B.; LIMA, E. C.; CALVETE, T.; AMAVISCA, C. V.; ROYER, B.; CUNHA, M. L.; FERNANDES, T. H. M.; PINTO, I. S. Removal of remazol black B textile dye from aqueous solution by adsorption. **Desalination**, v. 269, p. 92-103, 2011.

CASTRO, M. L. F.; ABAD, M. L. B.; SUMALINOG, D. A. G.; ABARCA, R. R.; PAOPRASERT, P.; LUNA, M. D. G.. Adsorption of methylene blue dye and Cu(II) ions on EDTA-modified bentonite: isotherm, kinetic and thermodynamic studies. **Sustainable Environment Research**, n. xxx, p. 1-9, 2018.

CHIQUIM, M. S.; DALLA PORTA, P. G.; ALVES, P. S.; COLOVINI, B. G.; NUNES, I. dos S.. **Estudo da capacidade de adsorção de azul de metileno utilizando resíduo de bagaço de malte**. In: 12º Congresso Brasileiro sobre adsorção, Gramado, 2018.

DEOLIN, M. H. da S.; FAGNANI, H. M. C.; ARROYO, P. A.; BARROS, M. A. S. D. **Obtenção do ponto de carga zero de materiais adsorventes**. In: VIII Encontro Internacional de Produção Científica, Maringá, 2013.

DIEL, J. C.; CHIQUIM, M. S.; ROSSI, E. A.; NUNES, I. dos S.. **Adsorção de azul de metileno utilizando torta de chia (*salvia hispanica* L.) proveniente de extração a frio**. In: XXVIII Congresso Regional de Iniciação Científica e Tecnológica em Engenharia, 2017.

DIETRICH, L.; GONÇALVES, C.; VIEIRA, M. L. G.; PINTO, L. A.; OLIVEIRA, E. G.. **Adsorção de corante catiônico em processo batelada utilizando carvão ativado de bagaço de bergamota (*citrus bergamia*)**. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Fortaleza, 2016.

DOTTO, G. L.; LIMA, E. C.; PINTO, L. A. A.. Biosorption of food dyes onto *Spirulina platensis* nanoparticles: Equilibrium isotherm and thermodynamic analysis. **Bioresour. Technol**, p. 103-123, 2012.

FRANCO, D. S.; MARTINS, J. M.; RODRIGUES, L. M.; ALMEIDA, A. R. F. Análise do processo de secagem de sementes de mamão utilizado como biomassa adsorvente no tratamento de efluentes. **Revista de Ciências Exatas**, v. 27/31, n. 2, p. 44-59, 2012.

FRANCO, D. S.; TANABE, E. H.; BERTUOL, D. A.; REIS, G. S.; LIMA, E. C.; DOTTO, G. L.. Alternative treatments to improve the potential of rice husk as adsorbent for methylene blue. **Water Sci Technol**, v. 75, p. 296-305, 2017.

GUO, H.; BI, C.; ZENG, C.; MA, W.; YAN, L.; LI, K.; WEI, K. J. *Camellia oleifera* seed shell carbon as an efficient renewable bio-adsorbent for the adsorption removal of hexavalent chromium and methylene blue from aqueous solution. **Molecular Liquids**, v. 249, p. 629-636, 2018.

HAHN, C. L.; BARTH, I. R.; MAURER, E.; PERES, E. C.; ABAIDE, E. R.; NUNES, I. dos S.. **Avaliação da capacidade de adsorção de corante verde malaquita utilizando casca de maracujá (*Passiflora edulis*) in natura**. In: XXXVIII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, 2017.

ISLAM, M. A.; SABAR, S.; BENHOURIA, A.; KHANDAY, W. A.; ASIF, M.; HAMEED, B. H.. Nanoporous activated carbon prepared from karanj (*Pongamia pinnata*) fruit hulls for methylene blue adsorption. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 74, p. 96–104, 2017.

LIMA, J. P.; GOSZCZYNSKI, A. C. F.; ALVARENGA, G.; ROSA, G. R.; LOPES, T. J.. **Estudo cinético de adsorção do azul de metileno utilizando carvão oriundo da casca de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*)**. In: 12º Congresso Brasileiro sobre adsorção, Gramado, 2018.

LIMA, R. C. A.; ZAPELÃO, K.; PARLADORE, D. F. S.; ANSCHAU, A. **Potencial de Remoção de Azul de Metileno Utilizando Bagaço de Malte *in natura* por meio de Planejamento Fatorial 2²**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Química. São Paulo, 2017.

MARQUES, B. S.; DOTTO, G. L.. **Adsorção do corante azul de metileno utilizando fibra de piaçava**. In: 12º Congresso Brasileiro sobre adsorção, Gramado, 2018.

MASSOCATTO, C. L.; ANDRADE, M. D.; HONORATO, A. C.; CAETANO, J.; TARLEY, C. R. T.; GONÇALVES JÚNIOR, A.; COLAUTO, N. B.; LINDE COLAUTO, G. A.; DRAGUNSKI, D. Biosorption of Pb²⁺, Cr³⁺ and Cu²⁺ by peach palm sheath modified colonized by *Agaricus Blazei*. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, p. 1-12, 2013.

MATOS, C. M. S.; ABUD, A. K. S.. **Adsorção do azul de metileno em resíduos da agroindústria de frutas**. In: XI Encontro Brasileiro sobre Adsorção, Aracaju, 2016.

MATOS, S. P.. **Operações unitárias: fundamentos, transformações e aplicações dos fenômenos físicos e químicos**. São Paulo: Erica, 2015. 160 p.

MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOTT, P.. **Unit operations of chemical engineering**. 7. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2005. 1140 p.

MELLO, L. M. R.. **Desempenho da vitivinicultura brasileira em 2015**. Anuário HF 2016, Bento Gonçalves, 5. ed., p. 109-116, 2016.

MOUNI, L.; BELKHIRI, L.; BOLLINGER, J. C.; BOUZAZA, A.; ASSADIA, A.; TIRRI, A.; DAHMOUNE, F.; MADANI, K.; REMINI, H.. Removal of methylene blue from aqueous solutions by adsorption on kaolin: kinetic and equilibrium studies. **Applied Clay Science**, v. 153, p. 38–45, 2018.

NARVEKAR, A. A.; FERNANDES, J. B.; TILVE, S. G.. Adsorption behavior of methylene blue on glycerol based carbon materials. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 1714-1725, 2018.

OLADOJA, N. A.; AKINLABI, A. K.. Congo Red Biosorption on Palm Kernel Seed Coat. **Ind. Eng. Chem. Res**, p. 6188-6196, 2009.

OLIVEIRA FILHO, J. F.. **Extração de corante natural a partir do resíduo de uva**. 45 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

PATHANIA, D.; SHARMA, S.; SINGH, P.. Removal of methylene blue by adsorption onto activated carbon developed from *Ficus carica* bast. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S1445–S1451, 2017.

PAWAR, R. R.; GUPTA, P.; SAWANT, S. Y.; SHAHMORADI, B.; LEE, S. M.. Porous synthetic hectorite clay-alginate composite beads for effective adsorption of methylene blue dye from aqueous solution. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 114, p. 1315–1324, 2018.

PORTINHO, R. **Aproveitamento do engaço de uva para remoção de cafeína por adsorção**. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Fenômenos de Transporte e Operações Unitárias) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

RAMPASI, A. L.; CAETANO, J.; DRAGUNSKI, D. C.. **Adsorção do corante azul de metileno em resíduo de Cana-de-açúcar *in natura* e modificado com *Pleurotus ostreatus***. In: XI Encontro Brasileiro Sobre Adsorção, Aracaju, 2016.

REGALBULTO, J. R.; ROBLES J. **The engineering of Pt: Carbon Catalyst Preparation**. Chigago: *University of Illinois*, 2004.

SANTOS, M. A.; OLIVEIRA, R. L.; OLIVEIRA, M. R.; SILVA, T. S. L.; CONTO, J. F.; EGUES, S. M. S.. **Adsorção de azul de metileno por ultrassom empregando sílica modificada sintetizada por aquecimento microondas**. In: 12° Congresso Brasileiro sobre adsorção, Gramado, 2018.

SCHODERMAYR, D. S. S.; ACIOLY, C. M. S. N.; ARAÚJO, F. P.; SOBRINHO, M. A. M.; ASSIS FILHO, R. B.. **Adsorção de azul de metileno em carvão ativado produzido a partir do endocarpo do açaí: estudo termodinâmico e de equilíbrio**. In: 12° Congresso Brasileiro sobre adsorção, Gramado, 2018.

SILVA, C. V. O.; SILVA, M. M.; OLIVEIRA, N. M.; STAPELFELDT, D. M. A.. **Estudos da adsorção do corante azul de metileno utilizando biomassa a partir de *Salvinia sp.*** In: 12° Congresso Brasileiro sobre adsorção, Gramado, 2018.

SILVA, L. M.; SILVA, N. M.; SILVA, U. A. R.; SOUZA, A. O.. **Remoção de corante catiônico de meio aquoso usando resíduo da agroindústria de alimentos como adsorvente**. In: XXXVII Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, 2015.

SILVA, M. C. M.; SOUZA, R. R. P.; SOARES, L. A.; SILVA, M. M. S.; PEREIRA de SOUZA, C.; DUARTE, M. M. L.; LOPES-MORIYAMA, A. L.. **Adsorção de azul de metileno sobre carvão ativado obtido a partir do bagaço de cana-de-açúcar**. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Fortaleza, 2016.

SOUZA, I. A. V. B.; SILVA, T. P. B.; ABUD, A. K. S.. **Remoção do azul de metileno em adsorventes oriundos de resíduos de coco, de milho e de camarão**. In: XI Encontro Brasileiro sobre Adsorção, Aracajú, 2016.

YAGUB, M. T.; SEN, T. K.; AFROZE, S.; ANG, H. M. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 209, p. 172-184, 2014.