

# OBTENÇÃO DE ADSORVENTE ALTERNATIVO UTILIZANDO LODO ATIVADO DA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE PARA A ADSORÇÃO DE CORANTES

G. ORLANDI<sup>1</sup>, L. GUBERT<sup>1</sup>, W. R. CAVASOTTO<sup>1</sup>, G. L. COLPANI<sup>1</sup>, F. DALCANTON<sup>1,2</sup>, J. M. M de MELLO<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Comunitária da Região de Chapecó, Área de Ciências Exatas e Ambientais.

<sup>2</sup> Universidade Comunitária da Região de Chapecó, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão da Inovação.

E-mail para contato: gessicauno@unochapeco.edu.br

**RESUMO** - Um dos principais problemas nas estações de tratamento de efluentes das indústrias de papel e celulose é a grande quantidade de lodo gerado. Diante disto é crescente a busca por tecnologias que possibilitem seu aproveitamento como matéria-prima para produção de novos produtos, como por exemplo, adsorventes. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo desenvolver um adsorvente alternativo, a partir do lodo ativado residual de uma indústria de papel e celulose, que possa ser usado como adsorvente para o processo de adsorção de corantes. O lodo passou por um processo de ativação química com ácido fosfórico 42,5% e carbonizado na temperatura de 600°C. Sua eficiência foi avaliada, através de ensaios cinéticos, utilizando-se dois corantes: azul de metileno e reativo remazol marinho, apresentando capacidade máxima de adsorção de 100,04 mg.g<sup>-1</sup> e 39,66 mg.g<sup>-1</sup>, respectivamente. O lodo ativado deste tipo de indústria pode ser utilizado como matéria-prima alternativa para a produção de adsorventes para os corantes avaliados.

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento contínuo da contaminação ambiental por resíduos sólidos resultantes da industrialização é um importante problema ambiental. Entre os maiores poluidores estão as indústrias de papel, que liberam como resíduo grandes quantidades de lama de papel, os quais consistem em fibras curtas inutilizáveis, tintas, corantes e outros resíduos utilizados no processo de recuperação (Hofman e Pietrzak, 2012). Este material, por se tratar de um material carbonoso, pode ser convertido em adsorventes de baixo custo, que podem ser utilizados em escala industrial, para a purificação de efluentes líquidos (Bratnagar e Sillanpa, 2010), como por exemplo, aqueles gerados pelas indústrias têxteis.

Diversos processos que envolvem princípios físicos e químicos são utilizados para o tratamento destes contaminantes. Apesar da capacidade destes processos em remover corantes, por exemplo, alguns são tecnicamente menos atrativos pelo fator econômico e por razões de segurança. Dentre as tecnologias utilizadas a adsorção vem despontando como uma técnica bastante eficaz, podendo ser utilizada como complemento às tecnologias convencionais (Souza *et al.*, 2011). Esta é uma tecnologia usada extensivamente no estágio final do tratamento de efluentes para remover os traços de contaminantes perigosos não removidos no tratamento primário, porém é considerado um processo caro devido o adsorvente. Em função disto, e também para reduzir o descarte de resíduos sólidos no meio ambiente, pesquisas recentes tem investigado a capacidade adsorvente de materiais de baixo custo,

para a produção de carvão ativado. Neste contexto se encaixa os adsorventes alternativos, que são obtidos utilizando-se como matérias-primas sólidos que seriam descartados ou que estão em abundância na natureza (Netpradit *et al.*, 2003). A conversão dos lodos de indústrias, constituídos basicamente de carbono, em adsorventes, é um processo de alto custo-benefício uma vez que os custos com o tratamento e posterior disposição do lodo em aterros são reduzidos consideravelmente, minimizando também os danos ambientais causados pelo despejo desses resíduos (Khalili *et al.*, 2001).

A produção desses adsorventes pode passar por duas etapas de ativação, a ativação física, que aumenta a estrutura dos poros devido a oxidação dos precursores por gases como CO e CO<sub>2</sub> ou vapor d'água (Zanin e Figueiredo, 2009) e a ativação química, que causa a impregnação dos agentes ativantes, tais como FeCl<sub>3</sub>, FeSO<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Castro *et al.*, 2009), ZnCl<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (Zhang *et al.*, 2005). Esta metodologia de ativação aumenta consideravelmente o tamanho dos poros, e causa uma modificação química, que visa modificar alguns grupos funcionais tornando o carvão ativado ideal para a adsorção em fase líquida (Lanlan *et al.*, 2006). Esse processo é necessário para que o mesmo apresente uma estrutura com porosidade elevada e conseqüentemente grande área superficial, além de grupos funcionais na superfície do material adsorvente (Bhatnagar e Sillanpaa, 2010). O processo de produção de carvões ativados deve levar em conta diversas variáveis, dentre elas as características do material precursor, agente ativante escolhido, determinação do pH certo para tal processo, além de tempo e temperatura de ativação, sendo que elas podem vir a aumentar ou diminuir a eficiência do adsorvente (Velghe *et al.*, 2012).

O objetivo do presente trabalho foi desenvolver um adsorvente alternativo para o processo de adsorção, utilizando lodo ativado residual de uma indústria de papel e celulose. O adsorvente obtido terá sua capacidade adsortiva avaliada empregando uma solução de corante reativo, remazol marinho e outra solução do corante azul de metileno.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O lodo ativado utilizado como matéria-prima para a obtenção do adsorvente (lodo *in natura*) foi obtido de uma empresa de papel e celulose de Santa Catarina. Este foi seco, na temperatura de 100°C, moído com um moíno de facas de bancada (Tecnal - modelo TE-625) e peneirado em um conjunto de peneiras (BERTEL), sendo utilizado para este trabalho partículas menores ou igual a 100 mesh tyler, para posterior ativação química.

A ativação química foi realizada baseada no trabalho desenvolvido por Colpani (2012), o qual utilizou uma solução de ácido fosfórico 42,5% (v/v). Neste trabalho utilizou-se 150 mL da solução contendo ácido fosfórico para cada 30 g de lodo *in natura*, sendo ambos adicionados em erlenmeyers de 500 mL, os quais foram tampados com papel alumínio e em seguida encaminhados para agitação a 80 rpm em um Shaker (Logen Scientific – modelo LS 4500) por 1 hora, na temperatura de 85°C. Passado esse tempo, o lodo foi colocado em cápsulas de porcelana e levado a estufa na temperatura de 85 °C por 24 horas, e então as cápsulas foram colocadas na mufla (Quimis – modelo 0318S24) e carbonizadas por 2 horas na temperatura de 600°C e atmosfera ambiente. Após resfriado, o material foi lavado com solução de 0,1% de bicarbonato de sódio e filtrado em funil de *Buchner* á vácuo até a neutralização do pH, sendo então levado novamente a estufa para a remoção da umidade, na temperatura de 105 °C até peso constante.

Com a finalidade de avaliar a eficiência do adsorvente obtido, fez-se um estudo das cinéticas e isotermas de adsorção, utilizando como adsorbato dois corantes: Azul de Metileno (VETEC) e Reativo

Marinho (Remazol Marinho RGB). As cinéticas de adsorção foram realizadas em batelada, da seguinte forma: preparou-se 500 mL de uma solução de 400 mg/L do corante, e está foi adicionada em um becker encamisado de 500 mL com 0,5 g do adsorvente obtido. A solução foi mantida sob agitação utilizando-se agitadores magnéticos, onde permaneceu na temperatura constante de 20 °C através de um banho termostático, procedimento adaptado de Colpani, (2012). O pH inicial da solução foi ajustado para 6,5 utilizando-se uma solução de hidróxido de sódio 0,1N, e a coleta de amostras da solução foi realizada em intervalos de tempo pré-estabelecidos, as quais foram submetidas a centrifugação a 3400 rpm por 7 minutos, eliminando-se partículas sólidas presentes no meio. As leituras das análises de concentração de corante remanescente na solução foram realizadas em um Espectrofotômetro UV-Visível (Bioespectro – modelo SP 220), no comprimento de onda de 665 nm para o azul de metileno e 533 nm para o remazol marinho.

Com a finalidade de compreender o mecanismo que melhor representa este processo de adsorção, os dados experimentais das cinéticas de adsorção foram ajustados para três modelos cinéticos apresentados na literatura: pseudo-primeira ordem, pseudossegunda ordem e difusão intrapartícula, Equação 1, 2 e 3, respectivamente.

$$\ln(q_e - q) = \ln q_e - kt \quad (1)$$

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

$$q = k_{in} \cdot t^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

Onde  $k$  ( $\text{min}^{-1}$ ) e  $k_2$  ( $\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ ) são as constantes da velocidade de adsorção, para a cinética de pseudo-primeira ordem e pseudossegunda ordem, respectivamente,  $q_e$  é a quantidade adsorvida no equilíbrio ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ),  $t$  é o tempo de adsorção (min),  $q$  é a quantidade do adsorbato adsorvida na fase sólida ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ),  $q_e$  é a quantidade de adsorbato adsorvida na fase sólida no equilíbrio ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ) e  $k_{in}$  é o coeficiente de transferência de massa que engloba difusão efetiva, dimensões e características físicas da partícula ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{1/2}$ ).

As isotermas de adsorção foram realizadas utilizando-se erlenmeyers de 125 mL, agitados em shaker por 24 horas, na temperatura de 20 °C. Foram preparadas uma solução de  $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de azul de metileno e outra solução de  $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de reativo remazol marinho, sendo que 100 mL das soluções foram adicionados em cada erlenmeyers, que continham massas de carvão ativado obtido variando de 0,1 a 0,9 g. O pH de cada solução foi ajustado para 6,5 utilizando-se uma solução de NaOH 0,1M. Após 24 horas coletaram-se alíquotas de cada um dos erlenmeyers, que foram centrifugadas a 3400 rpm por 7 minutos, realizando-se as leituras da absorbância no espectrofotômetro.

Os dados experimentais, obtidos nas isotermas, foram ajustados utilizando-se dois modelos de isoterma: Langmuir e Freundlich, Equações 4 e 5, respectivamente.

$$q_e = \frac{q_{\max} b_L C_e}{1 + b_L C_e} \quad (4)$$

$$q_e = k_F C_e^{\frac{1}{n_F}} \quad (5)$$

Onde  $q_e$  é a quantidade de adsorbato adsorvida na fase sólida ( $\text{mg.g}^{-1}$ );  $C_e$  a concentração do adsorbato na fase líquida no equilíbrio ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $q_{\text{max}}$  e  $b_L$  são os parâmetros de Langmuir, em que  $q_{\text{max}}$  representa a máxima capacidade de cobertura da monocamada ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) e  $b_L$  é o parâmetro de afinidade ( $\text{L.g}^{-1}$ );  $k_F$  e  $n_F$  são os parâmetros empíricos de Freundlich.

Todas as cinéticas e isotermas foram realizadas em duplicata e os ajustes dos dados experimentais aos modelos foram realizados no *software Statistica 7.0*.

Para a realização do ponto de carga zero, preparou-se 5 soluções contendo 100 mL de hipoclorito de sódio e 0,5 g do adsorvente produzido, em seguida ajustou-se o pH de cada erlenmeyer em 1, 2, 3, 4 e 5, e deixando-se sob agitação durante 24 horas. Após atingir o equilíbrio, foram coletadas amostras para a medição do pH final. Realizou-se uma varredura em espectro de absorção na região do UV e Visível, utilizando o espectrofotômetro, para verificar qual a faixa de comprimento de onda o corante apresenta maior afinidade para absorção.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes cinéticos em batelada foram realizados com o objetivo de determinar o tempo necessário para se alcançar o equilíbrio entre o adsorbato e o adsorvente, conhecido como equilíbrio de adsorção. Os resultados cinéticos serão apresentados em curvas de concentração do corante na fase líquida em função do tempo. A Figura 1 apresenta as cinéticas de adsorção do azul de metileno e do reativo remazol marinho utilizando o adsorvente obtido.

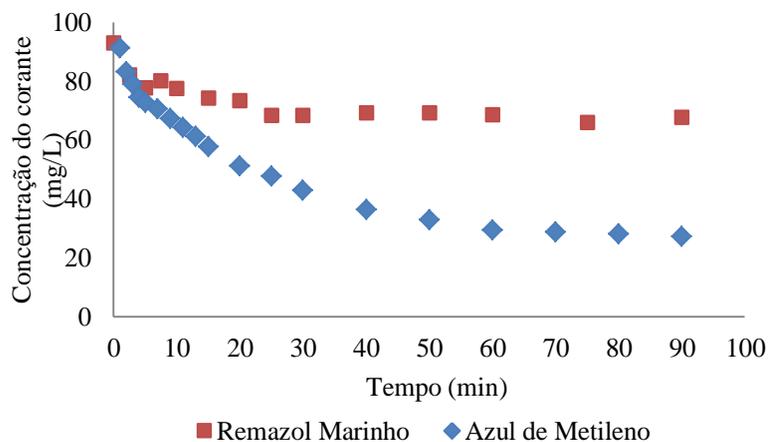


Figura 1 – Cinética de adsorção do adsorvente obtido para o corante reativo remazol marinho e azul de metileno.

É possível observar que para o corante azul de metileno, a estabilização demorou mais tempo para ocorrer, quando comparado ao reativo remazol marinho, porém a quantidade adsorvida foi maior, isso demonstra uma maior afinidade do adsorvente com o corante catiônico, neste caso o azul de metileno. Durante os primeiros minutos de contato do adsorvente com o soluto, a velocidade de adsorção é maior, isso ocorre devido a maior disponibilidade de sítios ativos no início, desta forma o gradiente de concentração do adsorbato na solução e no poro do adsorvente, é grande e esta etapa é controlada pela difusão na superfície. O primeiro mecanismo de difusão é rápido, pois se tem a difusão na camada limite, seguido pela difusão dos solutos dentro dos poros e capilares da estrutura do carvão, quando o equilíbrio tende a ser alcançado, o gradiente diminui e com ele a velocidade de adsorção.

Os dados experimentais linearizados para os três modelos cinéticos, para os dois corantes são apresentados na Figura 2, e seus parâmetros mostrados na Tabela 1. O  $q_e$  experimental é calculado através de um balanço de massa, considerando que o contaminante que não se encontra na solução está adsorvido na fase sólida. E o desvio é a diferença existente entre o  $q_e$  experimental com o  $q_{ajustado}$  pelo modelo.

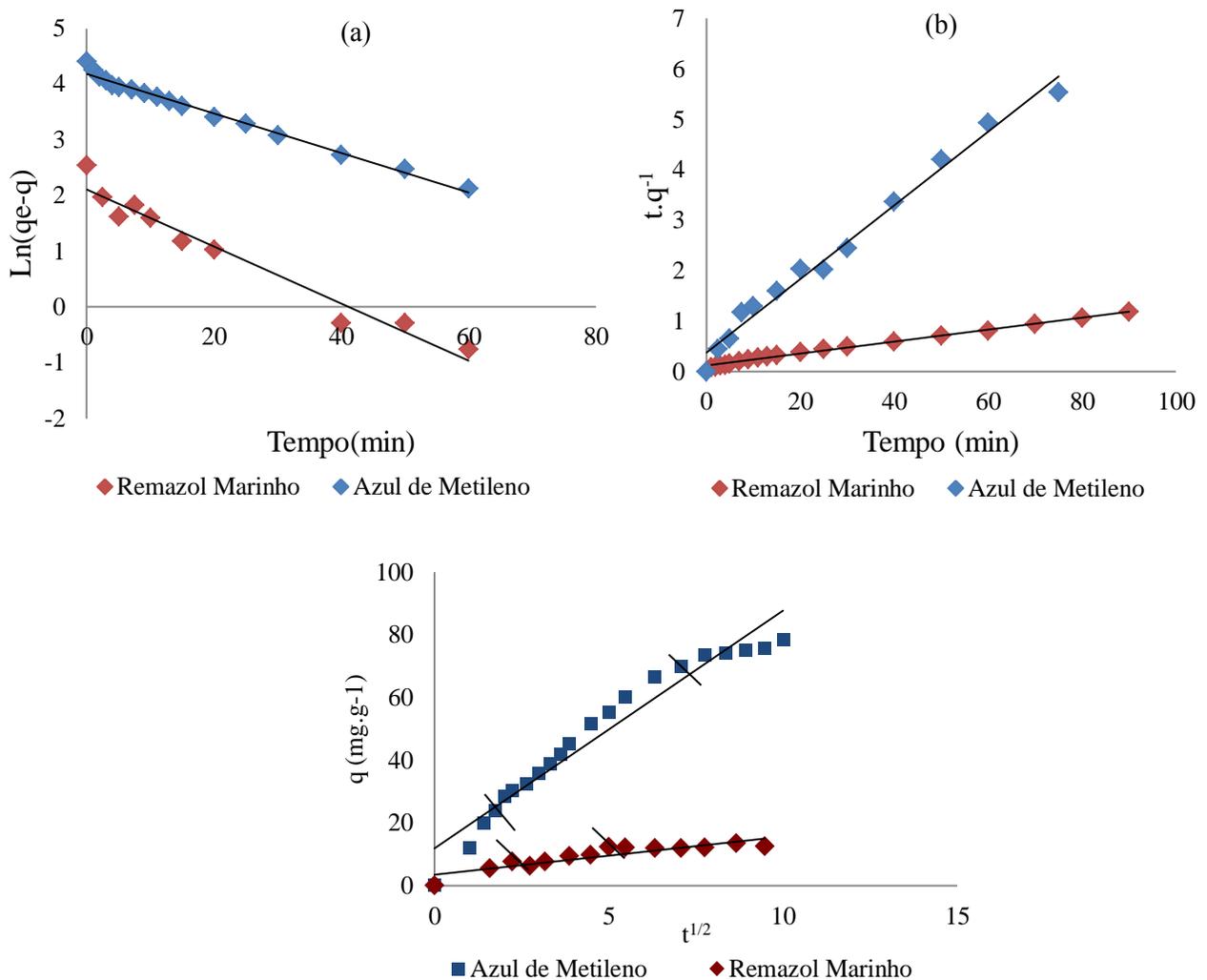


Figura 2 – Linearização das cinéticas de adsorção para os corantes azul de metileno e reativo remazol marinho para os modelos de: (a) Pseudo-primeira ordem, (b) Pseudosegunda ordem e (c) Difusão intrapartícula.

Tabela 1 – Parâmetros cinéticos de pseudo primeira ordem, pseudosegunda ordem e difusão intrapartícula para o corante reativo remazol marinho e azul de metileno

Modelo	Corante	$q_e$ experimental (mg.g <sup>-1</sup> )	$q$ (mg.g <sup>-1</sup> )	k	R <sup>2</sup>	Desvio (%)
Primeira ordem	Remazol Marinho	12,62	8,25	0,0512	0,958	34,62
	Azul de Metileno	88,52	65,36	0,0354	0,986	26,16
Segunda ordem	Remazol Marinho	12,62	13,71	0,0440	0,994	8,63
	Azul de Metileno	88,52	84,03	0,0037	0,985	5,07
Difusão	Remazol Marinho	12,62	-	1,2000	0,805	-
	Azul de Metileno	88,52	-	0,9400	0,945	-

Pode-se observar, através dos valores obtidos de regressão linear, que para o corante azul de metileno houve um ajuste relativamente maior para o modelo de pseudo-primeira ordem, e para o corante reativo, o modelo que melhor se ajustou aos dados foi o de pseudossegunda ordem, com diferenças não muito importante, porém os desvios encontrados entre a capacidade de adsorção experimental e a ajustada se mostrou menor para os dois corantes no ajuste para pseudossegunda ordem. Desta forma, devido a diferença encontrada, na regressão linear, para primeira e segunda ordem, pode-se dizer que o modelo que melhor se ajusta aos dois corantes é o de pseudossegunda ordem, o qual prediz o comportamento sobre toda a faixa de estudo e indica que a adsorção é de natureza química e de taxa controlada, com formação de monocamada seguida de camadas adicionais ligadas fisicamente (Ho e McKay, 1999). Pode-se observar que os valores de capacidade de adsorção para o corante azul de metileno ficaram superiores quando comparados aos valores para o corante reativo, isto pode ser explicado pelo fato do forte tratamento ácido sofrido por este carvão, o que o leva a ter uma superfície carregada negativamente, então a adsorção de corantes com carga positiva, como o azul de metileno, tende a ser favorecida.

A Figura 3 apresenta os resultados das isotermas de adsorção, ajustadas pelos modelos de Langmuir e Freundlich, para os dois corantes estudados, e seus parâmetros expressos na Tabela 2.

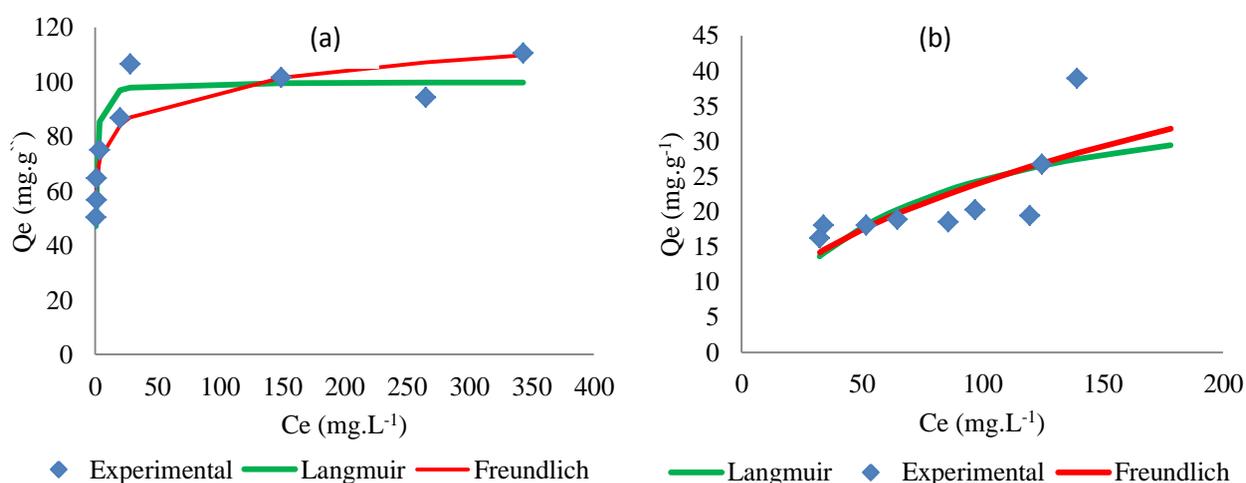


Figura 3 – Isotermas de adsorção do azul de metileno (a) e do reativo remazol marinho (b), para os modelos de Langmuir e Freundlich, em relação aos dados experimentais.

Tabela 2 - Parâmetros de equilíbrio das isotermas de adsorção de Langmuir e Freundlich para os corantes azul de metileno e reativo remazol marinho

Corante	Langmuir		Freundlich	
Azul de metileno	$q_{max}$ (mg.g <sup>-1</sup> )	100,04	$n_f$	10,68
	$b_L$ (L.mg <sup>-1</sup> )	1,58	$k_f$ (mg.g <sup>-1</sup> )(L.mg <sup>-1</sup> ) <sup>1/n</sup>	63,54
	$R^2$	0,936	$R^2$	0,906
Remazol marinho	$q_{max}$ (mg.g <sup>-1</sup> )	39,66	$n_f$	2,12
	$b_L$ (L.mg <sup>-1</sup> )	0,016	$k_f$ (mg.g <sup>-1</sup> )(L.mg <sup>-1</sup> ) <sup>1/n</sup>	2,76
	$R^2$	0,64	$R^2$	0,69

Os dados apresentados na Tabela 2, demonstram uma capacidade máxima de adsorção elevada para o corante azul de metileno, o que já era esperado devido aos resultados de capacidade de adsorção obtidos nas cinéticas e discutidos anteriormente. Desta forma, este resultado refletiu na velocidade de adsorção, o qual demonstrou ser maior para a adsorção do corante catiônico. Os valores de  $R^2$  baixos, obtidos para o corante reativo indicam que as isoterms estudadas não se ajustaram bem aos dados experimentais, o que pode ter sido provocado pela baixa adsorção deste corante. Já o azul de metileno apresentou bons resultados de coeficiente de regressão para a isoterma de Langmuir, indicando que a adsorção aconteceu em monocamada, na qual a energia de adsorção é distribuída homogeneamente e a distribuição de moléculas adsorvidas ocorre de maneira uniforme (Vasques, 2008). O corante reativo, embora com valores de regressão linear baixos, mostra uma leve preferência para a isoterma de Freundlich, e desta forma, valores de  $n_f$  no intervalo de 1 a 10, como este obtido para o corante reativo ( $n_f = 2,12$ ), representam condições de adsorção favorável, para este sistema.

O ponto de carga zero revela qual o valor do pH em que a superfície do carvão é neutra, permitindo estimar se em quais faixas de pH a adsorção de cátions ou de ânions é favorecida (Al-Degs *et al.*, 2000). O ponto de carga zero encontrado para o adsorvente obtido foi em  $\text{pH} = 1$ , que pode ser explicado pelo tratamento fortemente ácido sofrido pelo adsorvente, isso implica que quando o pH empregado no processo de adsorção for igual a 1, a superfície do material adsorvente é neutra, sendo que valores de pH acima do pH do ponto de carga zero sugerem que a superfície esteja carregada negativamente e a adsorção de corantes catiônicos é favorecida. Se o pH da solução estiver abaixo de 1, a adsorção de corantes aniônicos é favorecida. Como a real situação dos efluentes industriais muito raramente trazem pH abaixo de 1, estes resultados indicam que a adsorção de corantes catiônicos será eficiente para estes casos, embora os resultados deste trabalho indiquem que este carvão também tem capacidade, para adsorver corantes reativos, mesmo em pH acima de 1. Isto deve-se a outras interações superficiais, tais como forças de *Van der Waals*.

#### 4. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, verifica-se que o adsorvente alternativo obtido neste trabalho apresentou capacidade de adsorção inferior para o corante reativo marinho, quando comparado ao azul de metileno, o que sugere que o adsorvente obtido possui tendência de adsorver com mais eficiência corantes catiônicos, com pH de trabalho acima de 1. Os resultados apresentados através da cinética de adsorção indicam que a adsorção é de natureza química, sendo o modelo cinético de pseudosegunda ordem que melhor se ajustou aos dados experimentais para os dois corantes estudados, e para a isoterma o modelo de Freundlich foi o melhor. Estes resultados implicam que a produção de adsorventes a partir de resíduos sólidos de indústrias de papel pode se tornar uma alternativa vantajosa, tanto para se obter um destino final adequado para o resíduo em estudo, quanto por se obter através deste, um carvão ativado eficaz para a adsorção de resíduos líquidos como corantes, por exemplo na indústria têxtil.

#### 5. AGRADECIMENTO

Os autores agradecem o auxílio financeiro do Artigo 170 da Constituição Estadual do Núcleo de Pesquisa de Iniciação Científica da Unochapecó.

#### 6. REFERÊNCIAS

AL-DEGS, Y.; et al. Effect of carbon surface chemistry on the removal of reactive dyes from textile effluent. *Water Res.*, v. 34, n. 3, p. 927-935, 2000.

BHATNAGAR, A.; SILLANPA, M. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment-A review. *Chem. Eng. J.*, v. 157, p. 277-296, 2010.

CASTRO, C. S.; GUERREIRO, M. C.; OLIVEIRA, L. C. A.; GONÇALVES, M. Remoção de compostos orgânicos em água empregando carvão ativado impregnado com óxido de ferro; ação combinada de adsorção e oxidação em presença de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Quím. Nova*, São Paulo, v. 32, n.º. 6, p. 1565-1565, 2009.

COLPANI, G. L. *Preparação e caracterização de adsorventes para a remoção de surfactantes aniônicos em águas residuárias*. Florianópolis, 102p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), UFSC. 2008.

GUELLI, U. de SOUZA, S.M.A.; DERVANOSKI, A.; MELLO, J.M.M.; SOUZA, A.A.U. *Removal of Toxic Contaminants from Petrochemical Effluents using Adsorption and University of Kassel*, v.1, p.1-20, 2010.

GUELLI U. de SOUZA, S. M. A.; DERVANOSKI, A.; MELLO, J. M. M.; SOUZA, A. A. U. *Removal of Toxic Contaminants from Petrochemical Effluents using Adsorption and Biodegradation Processes. Sustainable water management in the tropics and subtropics.*: University of Kassel, v.1, p.1-20, 2010.

HO, Y. S.; MCKAY, G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, v. 34, pg. 451-465, 1999.

HOFMAN, M.; PIETRZAK, R. NO<sub>2</sub> removal by adsorbents prepared from waste paper sludge. *Chem. Eng. T.*, v. 183, p. 278-283, 2012.

KHALILI, N.R.; VYAS, J.D., WEANGKAEW, W.; WESRFALL, S.R.; PARULEKSR, S.J.; SHERWOOD, R. Synthesis and characterization of activated carbon and bioactive adsorbent produced from paper mill sludge. *Sep. Purif. Technol.*, v. 26, p. 295-304, 2002.

LANLAN, Y.; QIN, Z. Preparation of adsorbents made from sewage sludges for adsorption of organic materials from wastewater. *J. Hazard. Mater.*, v. 137, p.359-366, 2006.

NETPRADIT, S.; THIRAVETYAN, P.; TOWPRAYOON, S.; Application of waste metal hydroxide sludge for adsorption of azo reactive dyes. *Water Res.*, v. 37, p. 763- 772, 2003.

VASQUES, A. R. *Caracterização e Aplicação de Adsorvente para Remoção de Corantes de Efluentes Têxteis em Batelada e Colunas de Leito Fixo*. Florianópolis, 153p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), UFSC. 2008.

VELGHE, I.; CARLEER, R.; YPERMAN, J.; SCHREURS, S.; D'HAEN, J. Characterisation of adsorbents prepared by pyrolysis of sludge and sludge/disposal filter cake mix. *Water. Res.*, v. 46, i. 8, p. 2783-2794, 2012.

ZANIN, C. I. C. B.; FIGUEIREDO, F. C. A. Remoção de Chumbo (II) em Sistemas Contínuos por Carvão Ativado com Vapor. *Quím. Nova*, São Paulo, v. 32, n.º. 9, p. 2318-2322, 2009.

ZHANG, F.S.; NRIAGU, J.O.; ITOH, H. Mercury removal from water using activated carbons derived from organic sewage sludge. *Water. Res.*, v. 39, i. 2-3, p. 389-395, 2005.