

BIOMASSA DO AGUAPÉ COMO ADSORVENTE DO CORANTE TÊXTIL TURQUESA REMAZOL

Jubenir Chidiack de Oliveira Neto¹, Wyllamanney da Silva Pereira², Márcia Regina Pereira Nunes³, Janilson Lima Souza⁴, Carlos Alexandre Holanda⁵, Cícero Wellington Brito Bezerra⁵

¹Graduando do curso de Química Bacharelado – UFMA. e-mail: jubenir.cn@gmail.com

²Graduanda do curso de Química Licenciatura – UFMA. e-mail: wyllamanneysp@gmail.com

³Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Química Analítica – UFMA. e-mail: marcia-regina2@hotmail.com

⁴Professor em Química – IFMA. e-mail: janilsonlima@ifma.edu.br

⁵Professores em Química – UFMA. e-mails: holanda@ufma.br; cicero@ufma.br

Resumo: Este trabalho discute a possibilidade de utilização da biomassa do aguapé na adsorção do corante têxtil turquesa remazol, usado rotineiramente no setor têxtil. Com objetivo de melhorar a capacidade de adsorção, a biomassa foi tratada com uma solução 0,25 mol.L⁻¹ de ácido nítrico. O tratamento alterou a superfície do aguapé, isto foi evidenciado pela microanálise e pH_{zpc}, sendo corroborado pelo efeito do pH na adsorção do corante. Os ensaios cinéticos e isotérmicos da biomassa tratada foram realizados em duas concentrações, e variando a concentração de 50 a 1000 mg.L⁻¹, respectivamente, em três temperaturas. Os resultados cinéticos e isotérmicos mostram que a capacidade adsorção aumenta com a elevação da temperatura. Os modelos cinéticos utilizados para avaliar a adsorção das moléculas do turquesa remazol foram os de Lagergren, Ho e Elovich, e os isotérmicos foram de Freundlich, Langmuir, Temkin, Redlich-Peterson, Sips e multicamadas. Os coeficientes de determinação (R²) e os valores de qui-quadrado (χ^2) mostraram que os melhores ajustes foram os de segunda ordem para a concentração 50 mg.L⁻¹ e Elovich para 1000 mg.L⁻¹, além, de R² foram utilizados somatório dos erros quadrados (SEQ) e a estimativa dos erros padrão (EEP) para determinar o melhor modelo isotérmico, que foi o proposto por Sips.

Palavras-chave: *Eichhornia crassipes*, Tratamento ácido, Adsorção

1. INTRODUÇÃO

Os efluentes gerados pelo setor têxtil ao serem descartados em recursos hídricos afetam a atividade fotossintética ao absorver e restringir a penetração da radiação solar (GUPTA e SUHAS, 2009). Com o intuito de minimizar danos ao ambiente, metodologias como; ozonização (SANTOS *et al*, 2011), degradação fotoeletroquímica (BRUNELLI *et al*, 2009), fluxo subcrítico (HOSSEINI *et al*, 2010) e adsorção (EL-KHAIARY *et al*, 2009) são aplicadas para degradar/remover corantes. A adsorção apresenta vantagens em relação às demais técnicas, em função do custo e praticidade, pois podem ser utilizados lignocelulósicos como adsorvente, dando uma finalidade aos resíduos agrícolas gerados, além da possibilidade de recuperar o contaminante adsorvido e reutilização do material adsorvente (FÁVERE *et al*, 2010).

O aguapé é uma macrófita aquática, abundante em alguns países e que, devido à facilidade de se proliferar ocasiona gastos com o controle, e também pode afetar o desenvolvimento de organismos aquáticos (TIWARI *et al*, 2007; TARAWOU *et al*, 2007). Neste sentido, o presente trabalho tem o objetivo de verificar um destino útil para a expressiva biomassa dos aguapés e remover do meio aquoso o corante têxtil turquesa remazol.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A *Eichhornia crassipes* foi obtida no município de Paço do Lumiar, Maranhão, Brasil. As plantas coletadas foram lavadas, secas em estufa (50 °C) e trituradas em moinho de facas, obtendo-se uma faixa granulométrica de 44 - 210 μ m. A biomassa foi tratada com uma solução de HNO₃, 0,25 mol.L⁻¹ (razão 1 g/20 mL), a 50 °C em refluxo por 24 h. Posteriormente, o material foi filtrado, submetido a diversas lavagens com água destilada para a remoção do excesso de ácido nítrico, e seco a 50 °C.

O corante têxtil turquesa remazol (dye Star) foi fornecido pela Indústria de Tolhas São Carlos, localizada na cidade de São Carlos – SP, e foi empregado sem prévia purificação. A estrutura química do corante é mostrada por Osugi *et al* (2006).

Os teores de carbono, hidrogênio e nitrogênio presentes nos sólidos *in natura* e tratado foram determinados em um analisador elementar da Perkin Elmer, modelo 2400.

O pH_{zpc} consiste no pH o qual há um equilíbrio de cargas na superfície do adsorvente com a solução, tal que $\Delta pH = 0$ ($\Delta pH = pH_I - pH_F$). 100,0 mg da biomassa *in natura* e tratada foram misturados com 25 mL de soluções HCl/(KCl, 0,1 mol.L⁻¹) e KOH/(KCl, 0,1 mol.L⁻¹) com valores definidos de pH (pH_I) correspondentes à faixa de 2 a 12. As misturas foram deixadas sob agitação constante por 24 h, à temperatura de 25 °C, e após este tempo, foram filtradas e registrados os valores do pH (pH_F), através de um peagômetro Hanna, modelo 21.

A influência do pH na adsorção foi verificada pelo método em batelada, à temperatura de 25 °C. Soluções do corante, na concentração 200 mg.L⁻¹, foram preparadas em diversos valores de pH (entre 2 e 6). 100,0 mg dos respectivos adsorventes (*in natura* e tratado) foram colocados em contato com 25 mL de cada uma das soluções do corante, nas mesmas condições do pH_{zpc} . As misturas foram centrifugadas e as concentrações determinadas por espectrofotometria na região do UV-vis em um UV-visible Shimadzu 2550.

A quantidade adsorvida (Γ , mg.g⁻¹) foi determinada de acordo com a Equação 1, onde C_i (mg.L⁻¹) e C_f (mg.L⁻¹) correspondem às concentrações inicial e final (equilíbrio, C_{eq}) do corante, m (g) massa do adsorvente e V (L) volume da solução do corante.

$$\Gamma = (C_i - C_f)(V/m) \quad \text{Equação 1}$$

As cinéticas foram realizados em duas concentrações (50 e 1000 mg.L⁻¹), ambas preparadas em pH correspondente ao máximo de adsorção, e três temperaturas (10, 25 e 40 °C). Resumidamente, a 100,0 mg do adsorvente foram adicionados 25 mL das respectivas soluções, sob agitação e temperatura constantes, pH de máxima adsorção e intervalos de contato entre 5 - 240 min. Após o contato, as misturas foram centrifugadas, e submetidas à análise espectrofotométrica para determinar as concentrações do corante em solução. Para avaliar o processo cinético de adsorção foram aplicados os modelos cinéticos de Lagergren, Ho e Elovich (VIEIRA, 2011a). As Equações 2, 3 e 4 representam os modelos, onde Γ° (mg.g⁻¹) é a quantidade adsorvida no equilíbrio, β (g.mg⁻¹) é o parâmetro relacionado à energia de ativação da cobertura superficial, e k_1 (min⁻¹), k_2 (g.mg⁻¹.min⁻¹) e α (mg.g⁻¹.min⁻¹) são constantes relacionadas à velocidade de adsorção de pseudo-primeira ordem, segunda ordem e inicial de cobertura de Elovich, respectivamente. Os ajustes dos modelos foram avaliados pelos coeficientes de determinação (R^2) e qui-quadrado (χ^2).

$$\Gamma = \Gamma^\circ (1 - e^{-k_1 t}) \quad \text{Equação 2}$$

$$\Gamma = \Gamma^\circ \frac{k_2 t}{1 + \Gamma^\circ k_2 t} \quad \text{Equação 3}$$

$$\Gamma = (1/\beta)[\ln \alpha \beta + \ln(t)] \quad \text{Equação 4}$$

Os modelos isotérmicos, além de R^2 , foram avaliados pelo somatório dos erros quadrados (SEQ) e estimativa dos erros padrão (EEP), para padronizar o número de variáveis presentes nos modelos. As Equações 5 e 6 representam esses parâmetros de avaliação.

$$SEQ = \sum_{i=1}^n (\Gamma_E - \Gamma_T)^2 \quad \text{Equação 5}$$

$$EEP = \sqrt{\frac{1}{n-p} \sum_{i=1}^n (\Gamma_E - \Gamma_T)^2} \quad \text{Equação 6}$$

A obtenção das isotermas de adsorção seguiu os mesmos procedimentos dos ensaios cinéticos, respeitando-se o tempo de contato para o equilíbrio e variando-se as concentrações do corante (faixa de 50 - 1000 mg.L⁻¹). Os dados de equilíbrio assim obtidos foram avaliados pelos modelos Freundlich (1906), Langmuir (1918), Temkin (1940), Redlich-Peterson (1959), Sips (1948) e multicamadas (WANG *et al.*, 1998). As Equações 7, 8, 9, 10, 11 e 12 representam os modelos, onde K_F (L.g⁻¹), K_L (L.mg⁻¹), K_T (L.g⁻¹), K_{RP} (mg.L⁻¹)^g, K_S (mg.L⁻¹)^{-1/n_S}, K₁ (L.mg⁻¹) e K₂ (L.mg⁻¹) são constantes relacionadas aos modelos isotérmicos de Freundlich, Langmuir, Temkin, Redlich-Peterson, Sips e multicamadas, respectivamente, n_F, g e n_S são parâmetros relacionados à extensão da energia dos sítios superficiais, B é uma constante obtida a partir da expressão B = RT/b (onde b, J.mol⁻¹, é um parâmetro relacionado ao calor de adsorção, T é a temperatura absoluta, K, e R é a constante universal dos gases, 8,314 J.mol⁻¹.K⁻¹) e a_{RP} (L.g⁻¹) é o produto da capacidade máxima de formação da monocamada e a constante de Langmuir (a_{RP} = Γ°.K_L).

$$\Gamma = K_F C_{eq}^{1/n_F} \quad \text{Equação 7}$$

$$\Gamma = \Gamma^\circ K_L C_{eq} / (1 + K_L C_{eq}) \quad \text{Equação 8}$$

$$\Gamma = \log(K_T C_{eq})^B \quad \text{Equação 9}$$

$$\Gamma = a_{RP} C_{eq} / (1 + K_{RP} C_{eq}^g) \quad \text{Equação 10}$$

$$\Gamma = \Gamma^\circ K_S C_{eq}^{1/n_S} / (1 + K_S C_{eq}^{1/n_S}) \quad \text{Equação 11}$$

$$\Gamma = \Gamma^\circ K_1 C_{eq} / \{(1 - K_2 C_{eq}) [K_1 - K_2 C_{eq}]\} \quad \text{Equação 12}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de carbono, hidrogênio e nitrogênio antes e depois do tratamento com a solução ácida foram 32,8; 4,9; 2,0% e 43,9; 5,7; 2,3% respectivamente. Os aumentos nos teores desses elementos indicam alterações na constituição química da biomassa com o tratamento. Os valores de pH_{zpc}'s estimados foram 7,2 e 3,2 para biomassa *in natura* e tratada, respectivamente, a Figura 1a ilustra esses resultados.

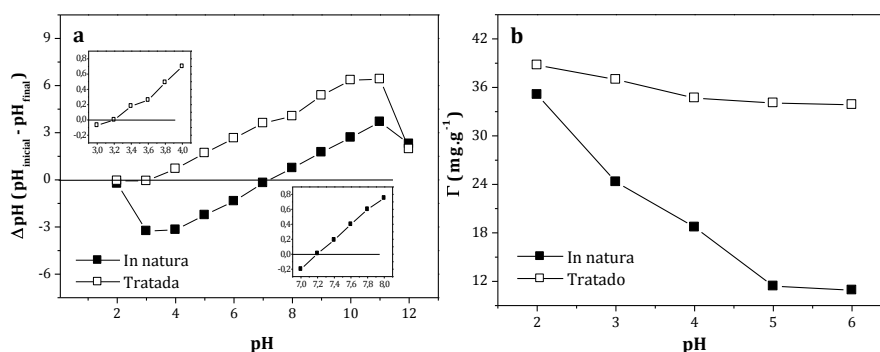


Figura 1 – (a) pH_{zpc} e (b) a influência do pH na adsorção do corante turquesa remazol para biomassa *in natura* e tratada

Os valores de pH_{zpc} encontrados neste trabalho estão de acordo com os relatados para outros lignocelulósicos. Zheng *et al.* (2009) e Vieira *et al.* (2009) encontraram para a raiz de

Eichhornia crassipes e mesocarpo de coco babaçu *in natura* os valores de pH_{zpc} 's de 6,6 e 6,7 respectivamente. Lu *et al* (2009) modificaram/trataram a grama com diversos reagentes, tais como, ácido fosfórico ($0,6 \text{ mol.L}^{-1}$) e ácido cítrico nas concentrações de 0,1; 0,6 e $1,0 \text{ mol.L}^{-1}$ obtendo os respectivos valores de pH_{zpc} , 4,8; 5,0; 3,8 e 3,6.

A diminuição no valor do pH_{zpc} com o tratamento ácido pode estar relacionada à adsorção de íons hidrônios e nitratos que modificam a constituição química da biomassa, o aumento nos percentuais de H e N evidenciados na microanálise corroboram com essa perspectiva. Os hidrônios agregados à superfície da biomassa devem dificultar as interações eletrostáticas, ou seja, o meio mais ácido terá seus hidrônios repelidos efetivamente, ocasionando uma variação insignificante no pH da solução, e a medida que o meio torna-se mais básico, as interações eletrostáticas aumenta, evidenciando uma maior variação no pH da solução.

As substâncias aniônicas são melhores adsorvidas em superfícies carregadas positivamente ($\text{pH} < \text{pH}_{\text{zpc}}$). Assim o corante turquesa (substância aniônica) será melhor adsorvido em pH's inferiores os pH_{zpc} , como mostra a Figura 1b. Observa-se que para a biomassa tratada o processo de adsorção é pouco influenciado pela variação de pH, enquanto que, a capacidade adsortiva da biomassa *in natura* é fortemente dependente do pH. Isto sugere que o mecanismo de adsorção da biomassa *in natura* é dominado pelas interações eletrostáticas (mecanismo eletrostático), o que pode deduzir-se *a priori*, pela presença de grupamentos sulfônicos no corante (MAHMOODI *et al*, 2011). Entretanto, o mecanismo de adsorção para biomassa tratada não depende exclusivamente do caráter eletrostático dos grupamentos sulfônicos sugerindo outros tipos de interações adsorvato-adsorvente. A pouca variação evidenciada na capacidade de adsorção do material tratado (Figura 1b) pode ser relacionada a heterogeneidade estrutural dos lignocelulósicos, os quais apresentam vários grupos funcionais como sítios ativos, e a conformação estrutural do corante, que depende do pK_a (geralmente inferior a 2,0) e dos elementos/compostos químicos que formam o corante e o adsorvente (RAZUS *et al*, 2012). Então, há a possibilidade de um mecanismo via ponte de hidrogênio (ligação de hidrogênio), elétrons deslocalizados das estruturas aromáticas, etc.

A biomassa tratada com ácido nítrico apresenta a vantagem de se trabalhar em pH's mais elevados, sem uma defasagem tão significativa na remoção do corante quando comparada a biomassa *in natura*. O material tratado foi utilizado nos experimentos cinéticos e isotérmicos do turquesa remazol.

Os perfis cinéticos da adsorção do corante turquesa remazol são mostrados na Figura 2. O tempo requerido para que o contato possibilitasse ao sistema atingir o equilíbrio foi de aproximadamente 150 min, para os dois valores de concentração investigados.

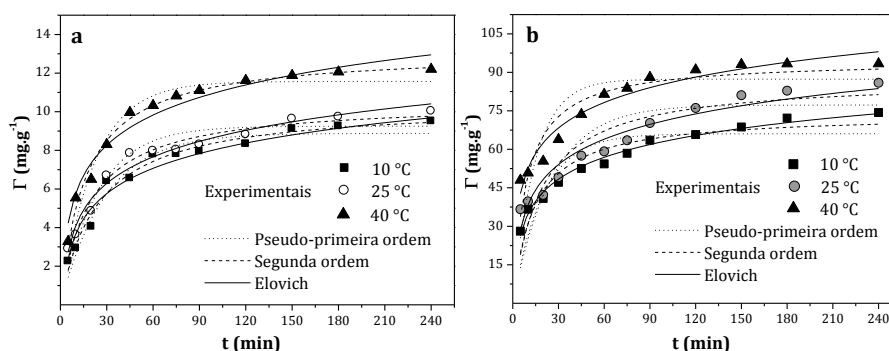


Figura 2 – Cinéticas de adsorção do corante turquesa nas temperaturas de 10, 25 e 40 °C, e modelagem cinética nas concentrações de (a) 50 e (b) 1000 mg.L^{-1} para biomassa tratada

Os resultados experimentais, avaliados por regressão não linear e segundo os modelos cinéticos de Lagergren, Ho e Elovich, estão apresentados nos gráficos da Figura 2 e na Tabela 1.

Tabela 1 – Resultados da modelagem cinética não linear dos dados experimentais, de acordo com os modelos propostos por Lagergren, Ho e Elovich.

Modelo	Parâmetro	T1 (10 °C)	T2 (25 °C)	T3 (40 °C)
Corante turquesa remazol (50 mg.L ⁻¹)				
Lagergren	Γ° (mg.g ⁻¹)	8,88	9,25	11,57
	k_1 (min ⁻¹)	3,48x10 ⁻²	4,15x10 ⁻²	4,58x10 ⁻²
	R ²	0,957	0,931	0,957
	χ^2	0,29	0,43	0,41
Ho	Γ° (mg.g ⁻¹)	10,38	10,45	13,14
	k_2 (g.mg ⁻¹ .min ⁻¹)	3,96x10 ⁻³	5,25x10 ⁻³	4,57x10 ⁻²
	R ²	0,978	0,974	0,989
	χ^2	0,15	0,16	0,11
Elovich	β (g.mg ⁻¹)	0,52	0,50	0,44
	α (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	1,40	1,55	2,89
	R ²	0,959	0,972	0,962
	χ^2	0,28	0,18	0,36
Corante turquesa remazol (1000 mg.L ⁻¹)				
Lagergren	Γ° (mg.g ⁻¹)	66,06	77,26	87,34
	k_1 (min ⁻¹)	5,18x10 ⁻²	3,91x10 ⁻²	6,87x10 ⁻²
	R ²	0,757	0,657	0,684
	χ^2	57,95	115,45	105,87
Ho	Γ° (mg.g ⁻¹)	73,75	87,45	94,68
	k_2 (g.mg ⁻¹ .min ⁻¹)	9,90x10 ⁻⁴	6,30x10 ⁻⁴	1,17x10 ⁻³
	R ²	0,907	0,817	0,866
	χ^2	22,13	61,48	45,04
Elovich	β (g.mg ⁻¹)	0,08	0,07	0,07
	α (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	21,75	21,23	56,99
	R ²	0,987	0,938	0,950
	χ^2	3,04	20,75	16,81

Os modelos de Ho e de Elovich, para as concentrações de 50 e 1000 mg.L⁻¹, respectivamente, foram os que apresentaram minimizados os valores para ambas as funções de erro (R² e χ^2). Essa mudança pode ser decorrente da quantidade de sítios ativos disponíveis/moléculas do corante. Em baixa concentração o número de sítios disponíveis por moléculas do corante é maior, portanto, a diferença energética entre eles não é tão importante, pois a maior disponibilidade dos sítios fará com que a interação adsorvato-adsorvente ocorra sem que haja distinção energética dos sítios. Enquanto, em alta concentração os sítios de maior energia são primeiramente ocupados, e à medida que a cobertura superficial aumenta (ocupação dos sítios mais energéticos) a interação adsorvato-adsorvente diminui (ZELDOWITSCH, 1934).

As isotermas de adsorção estão ilustradas na Figura 3. Nota-se que a maior eficiência de remoção ocorreu na temperatura de 40 °C sendo a quantidade máxima adsorvida do corante equivalente a, aproximadamente, 90 mg.g⁻¹. Esta capacidade de adsorção pode ser considerada elevada, se compararmos com os valores apresentados por outros lignocelulósicos. Os mesocarpos de coco verde *in natura* (SANTOS *et al*, 2008) e após lavagem com água destilada (SOUZA, 2009), por exemplo, apresentaram as quantidades máximas de remoção de 15 e 60

mg.g^{-1} , respectivamente, enquanto para o epicarpo e mesocarpo de coco babaçu, ambos *in natura*, foram inferiores a 5 mg.g^{-1} (VIEIRA *et al*, 2011b).

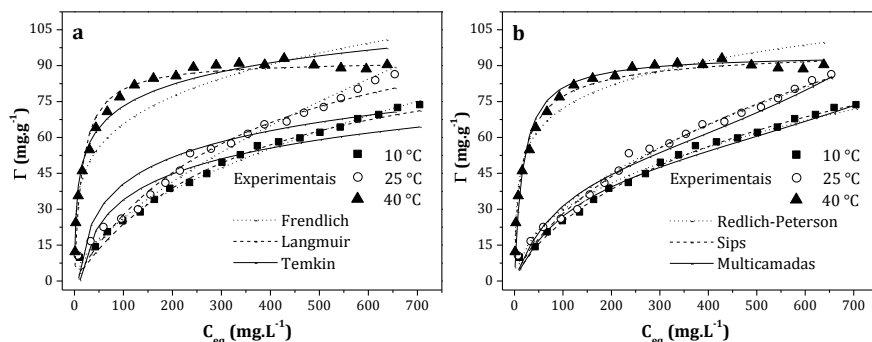


Figura 3 – Isothermas de adsorção do corante turquesa nas temperaturas de 10, 25 e 40 °C, e modelos isotérmicos com (a) dois parâmetros e (b) três parâmetros

A Figura 3 e a Tabela 2 mostram, respectivamente, o perfil das isothermas e os valores dos parâmetros previstos pelos modelos isotérmicos aplicados neste trabalho. A adequação do modelo aos resultados experimentais obtidos foi avaliada segundo a análise de R^2 e a padronização do número de variáveis prevista por cada modelo, através de SQE e EEP. Baixos valores de SQE e EEP indicam uma baixa dispersão dos dados previstos pelo modelo em relação aos experimentais e um ajuste satisfatório. Considerando-se os coeficientes de regressão (R^2), próximos de 1, e as estimativas estáticas (SQE e EEP) mostrados na Tabela 2, o modelo de Sips é o mais indicado para explicar os dados experimentais. O ajuste a este modelo comprova que a superfície da biomassa tratada é heterogênea ($n_s > 1$). Então, o modelo de Langmuir pode ser desprezado, pois prever superfície homogênea, assim também, o modelo de multicamada, devido à inconsistência ao prever uma única camada para maior temperatura, sendo está camada bastante superior às previstas para as temperaturas de 10 e 25 °C. Os modelos de Freundlich e Redlich-Peterson corroboram com o modelo de Sips quanto à heterogeneidade da superfície do adsorvente nas temperaturas de 10 e 25 °C.

6. CONCLUSÕES

A análise dos resultados experimentais da adsorção do corante turquesa remazol pelo aguapé tratado com ácido nítrico permite inferir que este adsorvente pode ser aplicado na recuperação de efluentes contaminados com este corante, isto em função da capacidade de remoção da biomassa tratada frente a outros lignocelulósicos.

O pH_{zpc} mostrou alterações sofridas na superfície do aguapé e foi corroborado pela análise elementar, sendo evidenciadas pela faixa de pH estudada. As cinéticas e as isothermas de adsorção do corante mostram a influência positiva da temperatura no processo adsorptivo.

O estudo do melhor modelo cinético para as duas concentrações utilizadas mostrou uma mudança do modelo de Ho para Elovich, e o modelo que melhor explicou as isothermas de adsorção foi o de Sips.

Uma perspectiva para uso deste adsorvente é o trabalho em leito fixo, e posteriormente, aplicação em macroescala, por fim, em escala industrial.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pelo auxílio financeiro.

REFERÊNCIAS

BRUNELLI, T. F. T. *et al*. Degradação fotoeletroquímica de corantes dispersos em efluente têxtil utilizando fotoanodos de Ti/TiO₂. **Química Nova**, v. 32, p. 67 – 71, 2009.

Tabela 2 – Parâmetros isotérmicos dos modelos de Freundlich, Langmuir, Temkin, Redlich-Peterson, Sips e multicamadas.

Modelo	Parâmetro	T1 (10 °C)	T2 (25 °C)	T3 (40 °C)
Freundlich	$K_F(L.g^{-1})$	2,12	1,33	22,72
	n_F	1,84	1,54	4,33
	R^2	0,994	0,986	0,895
	SQE	41,27	173,30	1220,05
	EEP	1,51	3,10	8,23
Langmuir	$\Gamma^\circ (mg.g^{-1})$	106,01	122,87	92,34
	$K_L(L.mg^{-1})$	$2,90 \times 10^{-3}$	$2,92 \times 10^{-3}$	$6,62 \times 10^{-2}$
	R^2	0,990	0,980	0,977
	SQE	81,22	218,39	311,22
	EEP	2,12	3,48	4,16
Temkin	$K_T(L.g^{-1})$	0,09	0,13	2,74
	B	35,81	36,74	30,01
	R^2	0,861	0,779	0,970
	SQE	825,54	1688,09	580,96
	EEP	6,77	9,68	5,68
Redlich-Peterson	$a_{RP}(L.g^{-1})$	5,46	5,20	28,12
	$K_{RP}(mg.L^{-1})^{-g}$	1,26	1,71	0,80
	g	0,57	0,48	0,84
	R^2	0,973	0,988	0,957
	SQE	166,97	118,72	491,95
	EEP	3,13	2,64	5,38
Sips	$\Gamma^\circ (mg.g^{-1})$	136,07	179,09	98,55
	$K_s(mg.L^{-1})^{-1/n_s} n_s$	$7,32 \times 10^{-3}$	$4,05 \times 10^{-3}$	$1,31 \times 10^{-1}$
	n_s	1,31	1,21	1,39
	R^2	0,990	0,987	0,990
	SQE	73,90	129,96	116,95
EEP	2,08	2,76	2,62	
Multicamadas	$\Gamma^\circ (mg.g^{-1})$	54,09	53,77	94,84
	$K_1(L.mg^{-1})$	$8,70 \times 10^{-3}$	$1,13 \times 10^{-2}$	$5,80 \times 10^{-2}$
	$K_2(L.mg^{-1})$	$4,78 \times 10^{-4}$	$6,36 \times 10^{-4}$	0,00
	R^2	0,987	0,978	0,976
	SQE	89,48	209,26	310,50
EEP	2,29	3,51	4,27	

EL-KHAIARY, M. I. et al. Adsorption of methylene blue from aqueous solution by chemically treated water hyacinth. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 91, p. 1079 – 1094, 2009.

FÁVERE, V. T.; RIELLA, H. G.; ROSA, S. Cloreto de N-(2-hidroxil) propil-3-trimetil amônio quitosana como adsorvente de corantes reativos em solução aquosa. **Química Nova**, v. 33, p. 1476 – 1481, 2010.

FREUNDLICH, H. M. F. Over the adsorption in solution. **The Journal of Physical Chemistry**, v. 57, p. 385 – 470, 1906.

GUPTA, V. K.; SUHAS. Application of low-cost adsorbents for dye removal: a review. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2313 – 2342, 2009.

HO, Y-S. Review of second-order models for adsorption systems. **Journal of Hazardous Materials**, v. B 136, p. 681 – 689, 2006.

HOSSEINI, S. D.; ASGHARI, F. S.; YOSHI-DA, H. Decomposition and decoloration of synthetic dyes using hot/liquid (subcritical) water. **Water Research**, v. 44, p. 1900 – 1908, 2010.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, p. 1361 – 1403, 1918.

LU, D. *et al.* Removal of Pb(II) using the modified lawn grass: Mechanism, kinetics, equilibrium and thermodynamic studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, p. 239 – 247, 2009.

MAHMOODI, N. M. *et al.* Adsorption of textile dyes on Pine Cone from colored wastewater: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. **Desalination**, v. 268, p. 117 – 125.

OSUGI, M. E. *et al.* Photoelectrocatalytic oxidation of remazol turquoise blue and toxicological assessment of its oxidation products. **Journal of Hazardous Materials**, v. B 137, p. 871 – 877, 2006.

RAZUS, A. C. *et al.* Extended aromatic π -electron conjugated dyes with three azo bonds and either one or two azulene-1-yl moieties in molecule. Synthesis and basicity. **Dyes and Pigments**, v. 92, p. 1166 – 1176, 2012.

REDLICH, O. and PETERSON, D. L. A useful adsorption isotherm. **Journal of Physical Chemistry**, v. 63, p. 1024 – 1024, 1959.

SANTOS, D. O. *et al.* Remoção de corantes têxteis por mesocarpo de coco verde. **Mens Agitat**, p. 9 – 16, 2008.

SANTOS, P. K. *et al.* Descoloração e degra-dação do azo corante vermelho GRLX-220 por ozonização. **Química Nova**, v. 34, p. 1315 – 1322, 2011.

SOUZA, J. L. **Mesocarpo do coco verde (*Cocos nucifera*) como adsorvente para os corantes: turquesa remazol e azul remazol**. 2009. 134p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Federal da Maranhão, São Luís, 2009.

SIPS, R. On the structure of a catalyst surface. **The Journal of Chemical Physics**, v. 16, p. 490 – 495, 1948.

TARAWOU, T.; HORSFALL Jr.; VICENTE, J. C. Adsorption of methyl red by water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) biomass. **Chemistry and Biodiversity**, v. 4, p. 2236 – 2245, 2007.

TEMKIN, M. and PYZHEV, V. Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts, **Acta Physicochimica**, v. 12, p. 327 – 356, 1940.

TIWARI, S.; DIXIT, S.; VERMA, N. An effective means of biofiltration of heavy metal contaminated water bodies using aquatic weed *Eichhornia crassipes*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, p. 253 – 256, 2007.

VIEIRA, A. P. *et al.* Kinetics and thermo-dynamics of textile dye adsorption from aqueous solutions using babassu coconut mesocarp. **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, p. 1272 – 1278, 2009.

VIEIRA, A. P. *et al.* Removal of textile dyes from aqueous solution by babassu coconut epicarp (*Orbignya speciosa*). **Chemical Engineering Journal**, v. 173, p. 334 – 340, 2011a.

VIEIRA, A. P. *et al.* Epicarp and mesocarp of babassu (*Orbignya speciosa*): Characterization and Application in copper phthalocyanine dye removal. **Journal of Brazilian Chemical Society**, v. 22, p. 21 – 29, 2011b.

ZHENG, J. C. *et al.* Removal of Cu(II) in aqueous media by biosorption using water hyacinth roots as a biosorbent material. **Journal of Hazardous Materials**, v. 171, p. 780 – 785, 2009.

WANG, J. *et al.* Adsorption Characteristics of Dye onto Sludge Particulates. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 208, p. 518 – 528, 1998.