

REMOÇÃO DE METAIS DE SOLUÇÃO AQUOSA USANDO BAGAÇO DE CAJU

Sarah A. Moreira, Francisco W. Sousa e André G. Oliveira

Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Campus do Pici, 60455-760 Fortaleza – CE, Brasil

Ronaldo F. Nascimento*

Departamento de Química Analítica e Físico-Química, Universidade Federal do Ceará, Campus do Pici, 60455-760 Fortaleza – CE, Brasil

Edy Sousa de Brito

Embrapa Agroindústria Tropical - CE, Rua Dra. Sara Mesquita, 2270, 60511-110 Fortaleza – CE, Brasil

Recebido em 6/6/08; aceito em 5/3/09; publicado na web em 10/8/09

METAL REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTION USING CASHEW BAGASSE. The metal ions removal on cashew bagasse, a low-cost material, has been studied by batch adsorption. The parameters chemical treatment, particle size, biosorbent concentration, and initial pH were studied. In this study the maximum ions removal was obtained on the cashew bagasse treated with 0.1 mol/L NaOH/3 h, at optimum particle size (20-59 mesh), biosorbent concentration (50 g/L) and initial solution pH 5. The kinetic study indicated that the adsorption metal follows pseudo-second order model for a multielementary system and equilibrium time was achieved in 60 min for all metal ions.

Keywords: adsorption; heavy metals; bagasse of cashew.

INTRODUÇÃO

As principais fontes de poluição por metais pesados são provenientes dos efluentes industriais, de mineração e das lavouras.¹ Estes metais quando lançados sem tratamento prévio são altamente móveis no meio ambiente e bioacumulativos na cadeia alimentar.^{2,3} A presença destes íons metálicos em excesso nos corpos d'água é uma ameaça potencial à saúde pública, à fauna e à flora, pois muitos são conhecidos pela natureza carcinogênica e tóxica.^{4,5}

Uma alternativa bastante utilizada na remoção de metais pesados de águas residuais de processos industriais (galvanoplásticos, metalúrgicos etc.) envolve os métodos convencionais de tratamento físico-químico: coagulação, floculação, sedimentação e filtração. Entretanto, estes métodos são bastante onerosos e envolvem longos períodos de detenção, o que dificulta a aplicabilidade.^{6,7} Um método bastante eficaz e versátil utilizado na remoção de metais tóxicos em solução aquosa é a adsorção.^{8,9} O principal adsorbente utilizado para a remoção de vários compostos orgânicos e íons metálicos é o carvão ativado, porém o alto custo deste material é um sério problema.^{10,11} Assim, a procura de novos materiais biológicos de fonte renovável, baixo custo, fácil manuseio e com menor impacto ambiental vem sendo incentivada.¹²⁻¹⁴

No Brasil são produzidos os mais diversos subprodutos e resíduos agroindustriais (ex. bagaços de cana-de-açúcar, caju, coco verde e de outras frutas) em virtude da grande produção agrícola do país. Entretanto, a disposição dos resíduos gerados nestes setores está se transformando em sério problema ambiental. Apesar de uma parte ser utilizada para fins diversos, uma grande quantidade ainda permanece sem utilização. O aproveitamento industrial do caju é realizado principalmente na região Nordeste do país, visando, basicamente, o beneficiamento da castanha e, em menor escala, o aproveitamento do pedúnculo. Mesmo considerando o aproveitamento do pedúnculo sob a forma de sucos, doces, geléias, néctares, farinhas e fermentados, só 15% da produção do pedúnculo é utilizada. Uma das causas para esse

baixo aproveitamento está relacionada ao tempo de deterioração do pedúnculo, que ocasiona excessivas perdas no campo e na indústria.¹⁵

Tecnologias de tratamento de efluentes a partir de resíduos agroindustriais vêm sendo testadas para auxiliar empresas a se adequarem às leis ambientais vigentes, de tal forma que seus efluentes se enquadrem nos padrões exigidos, sem encarecer demasiadamente o processo produtivo e, principalmente, sem agressão ao meio ambiente.¹⁶

O objetivo deste trabalho foi investigar a viabilidade de uso do bagaço de caju como adsorbente de baixo custo para a remoção de metais potencialmente tóxicos em solução aquosa.

PARTE EXPERIMENTAL

Materiais

Foram utilizadas soluções estoque de 1000 mg/L de íons metálicos preparadas a partir de seus respectivos sais: $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ de grau analítico (Merck, SP, Brasil) utilizando água deionizada. A partir da solução estoque de 1000 mg/L dos íons estudados foi preparada uma solução padrão multielementar (em torno de 100 mg/L em pH 5) para o estudo de adsorção em batelada. Ácido clorídrico (HCl), ácido nítrico (HNO_3), ácido fosfórico (H_3PO_4), hidróxido de sódio (NaOH), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e solução tampão de acetato de sódio (CH_3COONa) e ácido acético glacial (CH_3COOH) em pH 5 (Merck, SP, Brasil) foram usados para o estudo do tratamento do adsorbente. As concentrações dos íons metálicos foram determinadas pelo método do padrão externo com faixa de concentração (com 5 pontos) adequada para cada metal, usando-se um espectrofotômetro de absorção atômica com chama (modelo GBC 933 plus). Todas as condições experimentais de instrumentação são especificadas na Tabela 1.

Obtenção do bagaço de caju

O bagaço de caju (*in natura*) foi fornecido pela Embrapa Agroindústria Tropical-CE. O bagaço foi obtido após prensagem do

*e-mail: ronaldo@ufc.br

Tabela 1. Condições experimentais de instrumentação do espectrofotômetro de absorção atômica com chama

Elemento	Comprimento de onda (nm)	Faixa típica linear (mg/L)	Corrente (mA)
Cobre	324,7	1-5	3,0
Níquel	232,0	3-7	4,0
Zinco	213,9	0,5-2,5	5,0
Chumbo	217,0	3-18	5,0
Cádmio	228,8	0,5-2,5	3,0

Tipo de chama: Ar/Acetileno

pedúnculo em prensa tipo expeller Incomap 300, em seguida foi seco a 50 °C em estufa com circulação de ar.

Preparação do material adsorbente

O bagaço de caju foi moído e submetido a um processo de separação granulométrica para a obtenção de diferentes frações do resíduo. As frações foram separadas em faixas granulométricas de 20 a 200 mesh (0,840-0,075 mm) utilizando-se peneiras adequadas (padrão ABNT). Estas frações foram ativadas com soluções ácidas (HCl 0,1; 1,0 mol/L, HNO₃ 0,1; 1,0 mol/L e H₃PO₄ 0,1; 1,0 mol/L), solução básica (NaOH 0,1 mol/L) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 0,1; 1,0 mol/L) por 3, 6 e 24 h à temperatura ambiente. Posteriormente foram lavadas exaustivamente com água destilada, solução tampão (pH 5) e colocadas para secar durante 24 h a temperatura ambiente. Em seguida, as frações foram deixadas no dessecador a vácuo até a realização dos experimentos de adsorção.⁹

É bem sabido pela literatura que a fibra bruta apresenta baixa capacidade de adsorção, devido à presença de compostos orgânicos solúveis. Assim, a ativação das fibras vegetais brutas com soluções ácidas, alcalinas e agentes oxidantes promove a eliminação destes compostos orgânicos, aumentando a eficiência de adsorção da fibra devido ao aumento do número de sítios de adsorção na estrutura lignocelulose da fibra.¹⁷

Capacidade de adsorção do adsorbente

Os experimentos de adsorção foram realizados (em duplicata) para se estimar a capacidade de adsorção do material tratado e não tratado. Erlenmeyers contendo 0,3 g do material e 10 mL de solução sintética multielementar (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺ e Zn²⁺) numa concentração em torno de 100 mg/L em pH 5 foram mantidos sob agitação à temperatura ambiente (28 ± 2 °C) durante 24 h. A capacidade de adsorção do adsorbente, Q_e (mg do metal/g do adsorbente) foi determinada usando-se a Equação 1.¹⁸

$$Q_e = \frac{(C_o - C_e) V}{m} \quad (1)$$

onde C_o é concentração do soluto na solução inicial (mg/L); C_e é concentração do soluto no equilíbrio (mg/L); V é volume da solução (L) e m é a massa do adsorbente (g).

Efeito do tamanho da partícula

Erlenmeyers contendo 2,0 g do adsorbente nos diferentes tamanhos de partículas (20-59; 60-99; 100-149 e 150-200 mesh) e 50 mL de NaOH 0,1 mol/L foram colocados sob agitação à temperatura ambiente durante 3 h para aumentar a capacidade de adsorção do

material. Após este procedimento cada uma das diferentes frações do adsorbente foi lavada com água deionizada e solução tampão para ajuste de pH próximo de 5. Em seguida 0,3 g de cada uma das diferentes frações do material tratado foi mantida em contato com 10 mL de uma solução sintética multielementar (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺ e Zn²⁺) numa concentração em torno de 100 mg/L em pH 5 durante 24 h. A concentração dos íons no sobrenadante foi determinada em seguida. O mesmo procedimento foi realizado com o material bruto sem tratamento. Os experimentos foram realizados em duplicata.

Efeito da concentração do adsorbente

O efeito da concentração do adsorbente na remoção dos íons metálicos foi verificado para as concentrações de 10 a 100 g/L do material tratado com NaOH 0,1 mol/L por 3 h, tamanho de partícula 20-59 mesh, solução multielementar ~ 100 mg/L em pH 5. Para tal, foram adicionadas para cada concentração 10 mL de uma solução multielementar ~ 100 mg/L e mantidas sob agitação durante 24 h. Em seguida, foram analisadas e determinadas as capacidades de adsorção. Os experimentos foram realizados em duplicata.

Cinética de adsorção

O estudo de cinética foi conduzido em sistema de batelada. Uma série de frascos (Erlenmeyers de 125 mL) contendo 0,5 g do adsorbente tratado (20-59 mesh) foi colocada em contato com 10 mL de solução iônica multielementar (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺ e Zn²⁺) com concentração em torno de 100 mg/L, em pH 5 sob agitação. Durante a agitação, alíquotas foram sendo retiradas nos intervalos de tempos de 5, 10, 30, 60, 120, 180, 240 e 300 min. Em seguida, as alíquotas foram filtradas e as concentrações residuais dos íons determinadas por espectrofotometria de absorção atômica com chama. Os experimentos foram realizados em duplicata.

Efeito do pH

A influência do pH foi verificada em sistema de batelada. Em frascos de Erlenmeyers de 125 mL foi colocado 0,5 g do adsorbente tratado de tamanho de partícula 20-59 mesh em contato com 10 mL da solução iônica multielementar (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺ e Zn²⁺) de concentração ~ 100 mg/L com a variação de pH 2-8. Após atingir o tempo de equilíbrio de 60 min as soluções foram filtradas e as concentrações residuais dos íons foram determinadas. Os experimentos foram realizados em duplicata.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Seleção do material

O bagaço de caju foi submetido a diferentes tratamentos químicos com o objetivo de aumentar sua capacidade de adsorção, e os resultados obtidos são apresentados na Tabela 2. A análise do desempenho dos métodos de tratamento foi feita com base na grandeza do valor de capacidade de adsorção para os diferentes tratamentos (T1 – T10) e tempos (3, 6 e 24 h). É possível constatar que os valores de capacidade de adsorção do material submetido ao tratamento T1 (NaOH 0,1 mol/L) foram em geral mais eficazes que dos outros tratamentos. Observou-se, também, que os tempos de tratamento (3, 6 e 24 h) não influenciaram no desempenho do material.

As percentagens de remoção dos íons metálicos pelo adsorbente tratado e não tratado são mostradas nas Figuras 1S – 5S (Material Suplementar). Pode-se observar que o bagaço de caju, após o trata-

Tabela 2. Capacidade de adsorção (Q_c) dos íons metálicos pelo bagaço de caju com diversos tratamentos químicos

	Q_c (mg/g)														
	Pb^{2+}			Cu^{2+}			Ni^{2+}			Cd^{2+}			Zn^{2+}		
	3 h	6 h	24 h	3 h	6 h	24 h	3 h	6 h	24 h	3 h	6 h	24 h	3 h	6 h	24 h
T1	3,08	3,07	3,25	2,77	2,75	2,94	3,29	3,28	3,37	3,28	3,70	3,46	2,49	2,34	2,05
T2	2,62	2,99	2,73	1,86	2,42	2,19	0,99	1,54	1,10	1,76	1,82	2,01	0,05	0,11	0,54
T3	2,63	3,02	2,85	1,84	2,45	2,44	0,99	1,51	1,45	1,65	1,86	2,01	0,35	0,10	0,21
T4	2,86	2,72	2,80	2,14	2,14	2,31	1,25	1,60	1,26	1,94	2,00	2,30	0,96	0,30	0,74
T5	2,57	2,99	3,01	1,88	2,39	2,27	1,05	1,51	1,08	1,64	1,88	2,10	0,27	0,02	0,55
T6	2,56	2,96	2,79	2,30	2,21	2,24	1,36	1,53	1,28	2,00	1,97	2,21	0,51	0,25	0,74
T7	1,54	2,95	2,84	1,74	1,90	1,88	1,03	1,31	0,99	1,47	1,59	1,97	0,35	0,24	0,39
T8	2,46	2,99	3,03	2,64	2,58	2,69	1,80	1,93	1,80	2,42	2,32	2,51	1,02	0,77	0,65
T9	1,98	2,97	3,02	2,50	2,50	2,65	1,63	1,91	2,02	2,26	2,24	2,69	0,90	0,64	0,66
T10	2,33	3,02	3,06	2,55	2,41	2,43	1,67	0,99	1,08	2,41	1,05	1,14	0,76	1,05	1,19

T1: NaOH 0,1 mol/L; T2: HCl 0,1 mol/L; T3: HCl 1,0 mol/L; T4: HNO₃ 0,1 mol/L; T5: HNO₃ 1,0 mol/L; T6: H₃PO₄ 0,1 mol/L; T7: H₃PO₄ 1,0 mol/L; T8: H₂O₂ 0,1 mol/L; T9: H₂O₂ 1,0 mol/L; T10: Bruto.

mento T1, apresenta os maiores valores de percentual de remoção para todos os íons metálicos, 99,99; 98,60; 98,46; 98,93 e 95,11% para Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} , respectivamente. As Figuras 1S e 2S mostram que o bagaço de caju, após os tratamentos T8 e T9, apresenta percentagem de remoção satisfatória para os íons Pb^{2+} e Cu^{2+} , com valores de 98,36 e 95,80%, respectivamente, para o tratamento T8. Para o tratamento T9, os valores foram de 98,19 e 94,27%, para Pb^{2+} e Cu^{2+} , respectivamente. Essa mesma tendência não foi observada para os outros íons metálicos.

O tratamento T1 foi escolhido por apresentar a maior capacidade de remoção para todos os íons metálicos. O tempo selecionado para o tratamento do bagaço de caju foi de 3 h, uma vez que não houve uma grande variação na capacidade de adsorção dos íons metálicos em relação aos demais tempos de tratamento estudados.

Efeito do tamanho da partícula

O estudo do efeito do tamanho da partícula do adsorbente foi verificado para quatro tamanhos de partícula, 20-59, 60-99, 100-149 e 150-200 e os resultados são mostrados na Figura 1. Observa-se que o tamanho das partículas pouco influencia na eficiência de remoção dos íons Pb^{2+} e Cu^{2+} . Os íons Ni^{2+} e Zn^{2+} sofrem um aumento similar no percentual de remoção com a diminuição do tamanho das partículas. Entretanto, para o íon Cd^{2+} , observa-se uma pequena diminuição na sua percentagem de remoção com a diminuição do tamanho das partículas, segundo Pino¹⁹ é importante ressaltar que a forma e superfície das partículas influenciam na adsorção.

Partículas maiores com formas esféricas, em geral, apresentam uma maior adsorção devido a uma maior transferência de massa do que as partículas pequenas. Neste caso a maior adsorção nestas partículas pode ser atribuída à transferência de massa para dentro das partículas do sorvente.¹⁹ Sousa⁹ estudando os íons Pb^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Cd^{2+} em solução multielementar e Pino *et al.*,²⁰ estudando o íon Cd^{2+} em solução monoelementar, também observaram perda de eficiência de remoção dos seus íons metálicos com a diminuição do tamanho de partículas.^{16,20}

Como não houve um significativo efeito do tamanho das partículas (20-200 mesh) na eficiência de remoção dos íons metálicos, o tamanho de partícula 20-59 mesh foi escolhido para o desenvolvimento do trabalho, devido sua facilidade de obtenção.

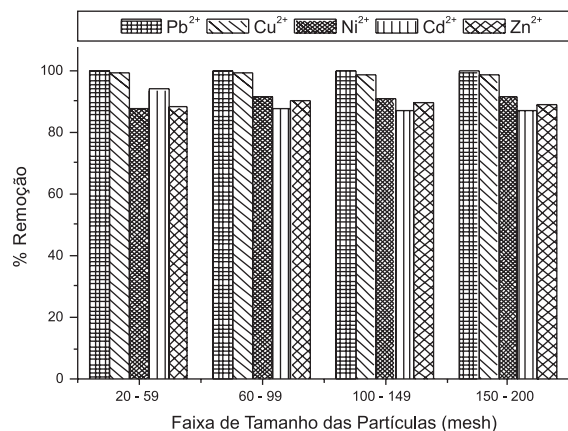


Figura 1. Percentual de remoção dos íons metálicos para diferentes faixas de tamanho de partículas, pH 5 e temperatura ambiente

Efeito da concentração do adsorbente

Para a determinação da quantidade mínima de material adsorbente necessária para a remoção máxima dos íons metálicos, foi realizado o estudo da concentração do adsorbente variando de 10 a 100 g/L. Os resultados mostraram que para o íon Pb^{2+} , o aumento da concentração do adsorbente pouco influencia na capacidade de remoção deste íon. Entretanto, é observado o contrário para os outros íons metálicos, onde a remoção destes íons aumenta com o aumento da concentração do adsorbente (Figura 2). Assim, foi considerada que uma concentração de 50 g/L do material é suficiente para um máximo de remoção dos íons metálicos estudados.

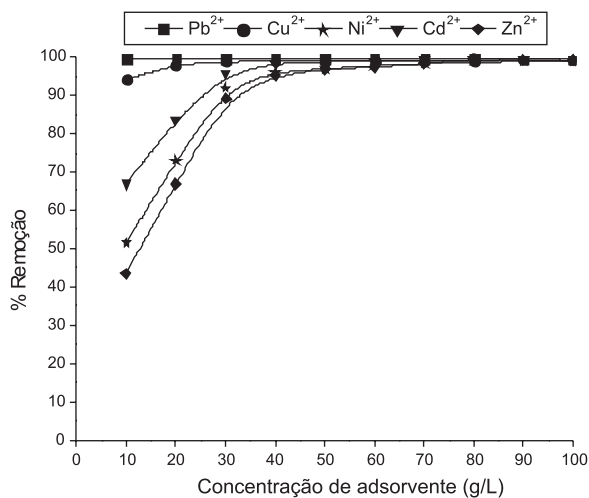
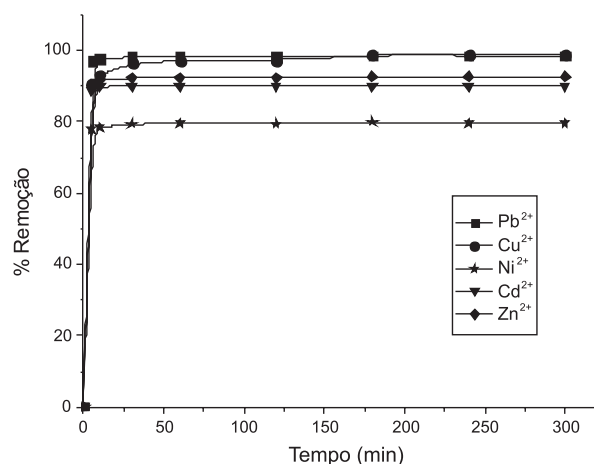
Cinética de adsorção

A cinética de adsorção foi estudada com uma solução multielementar (em torno de 100 mg/L) dos íons Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} e o resultado é mostrado na Figura 3. Foi verificado que o tempo de equilíbrio de adsorção é rápido, ocorrendo em 60 min para todos os íons metálicos.

Os dados experimentais da cinética de adsorção foram analisados usando-se os modelos de cinética de pseudo-primeira ordem (Equa-

Tabela 3. Parâmetros de cinética de adsorção no bagaço de caju tratado com NaOH 0,1 mol/L/3h, massa do adsorbente de 0,5 g e tamanho de partícula 20-59 mesh

Íon	Primeira Ordem					Segunda Ordem			Difusão Intrapartícula	
	C_o (mg/L)	Q_c (mg/g)	Q_i (mg/g)	K_1 (min ⁻¹)	R^2	Q_i (mg/g)	K_2 (g/mg min)	R^2	K_f (g/mg min ^{1/2})	R^2
Pb ²⁺	99,78	1,974	1,960	0,010	0,942	1,968	2,980	1,00	0,002	0,738
Cu ²⁺	102,18	1,982	1,933	0,016	0,956	1,954	0,518	1,00	0,009	0,779
Ni ²⁺	82,93	1,588	1,573	0,006	0,790	1,590	0,873	1,00	0,003	0,755
Cd ²⁺	90,70	1,803	1,800	0,012	0,852	1,803	0,022	1,00	0,001	0,909
Zn ²⁺	94,30	1,851	1,843	0,005	0,740	1,846	0,060	1,00	0,001	0,712

**Figura 2.** Percentual de remoção dos íons metálicos em diferentes concentrações do adsorbente, pH 5 e temperatura ambiente**Figura 3.** Percentual de remoção dos íons metálicos em solução multielementar (100 mg/L) dos íons Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺ e Zn²⁺, em pH 5 e temperatura ambiente

ção 2), pseudo-segunda ordem (Equação 3) e difusão intrapartícula (Equação 4).²¹ Para isto foram utilizadas as seguintes equações:

$$\log(Q_c - Q_t) = \log Q_c - \frac{K_1}{2,303} t \quad (2)$$

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{K_2 Q_c^2} + \frac{1}{Q_c} t \quad (3)$$

$$Q_t = K_f t^{0,5} \quad (4)$$

onde, Q_c e Q_t são as capacidades de adsorção no equilíbrio e a capacidade de adsorção num determinado tempo (em mg/g), respectivamente; K_1 , K_2 e K_f são as constantes de primeira ordem, segunda ordem e difusão intrapartícula, respectivamente e t o tempo em min.

A validação dos modelos foi verificada pelo gráfico linear de $\log(Q_c - Q_t)$ versus t para a equação de pseudo-primeira ordem, t/Q_t versus t para pseudo-segunda ordem e Q_t versus $t^{0,5}$ para difusão intrapartícula (Figuras 4, 5 e 6). Os parâmetros K_1 , K_2 , K_f , Q_c e R^2 segundo os modelos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e difusão intrapartícula são apresentados na Tabela 3.

Os resultados mostraram que os valores experimentais (Q_c) apresentam concordância com os valores teóricos calculados (Q_c) para os modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem. Entretanto, a correlação linear de ambos os modelos (R^2) indica que os resultados de pseudo-segunda ordem estão mais bem correlacionados que os de pseudo-primeira ordem. Assim, estes resultados sugerem que o processo de adsorção dos íons metálicos pelo bagaço de caju, para uma solução sintética multielementar, segue o modelo de pseudo-segunda

ordem. O comportamento de cinética de pseudo-segunda ordem para os dados experimentais indica que o tipo principal de mecanismo que controla a adsorção dos metais sobre o bagaço de caju é a reação química, que ocorre entre estes metais e os grupos funcionais presentes na superfície do bagaço de caju.²² De acordo com Sousa,⁹ o modelo de pseudo-segunda ordem considera que a etapa limitante do processo de adsorção envolve forças de valência através do compartilhamento ou da troca de elétrons entre o adsorbente e o adsorbato.¹⁶ Segundo estudos realizados por Moreira,²³ os principais grupos funcionais encontrados na superfície do bagaço de caju são grupos hidroxilas e carboxilas.

O modelo de difusão intrapartícula foi verificado para o gráfico de Q_t versus $t^{0,5}$, o qual preconiza que se o gráfico é linear e passa pela origem o mecanismo de adsorção predominante é o de difusão.²¹ Neste estudo, o comportamento do gráfico de Q_t versus $t^{0,5}$ (Figura 6) e o valor do coeficiente de correlação mostraram que não há uma boa correlação linear, nem obstante, uma reta que passe pela origem. Esse comportamento também foi constatado por Sousa *et al.*⁹

Efeito do pH

O pH é um dos parâmetros mais importantes no processo de biossorção de metais tóxicos, visto que a especiação do metal na solução e a carga dos sítios ativos na superfície podem mudar dependendo deste valor.^{24,25}

Na Figura 7 são apresentados os resultados de sorção dos íons metálicos (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺ e Zn²⁺) em função do valor de pH da solução.

Os resultados obtidos mostraram que para o íon Pb²⁺ o aumento no valor de pH pouco influencia no seu percentual de remoção, enquanto

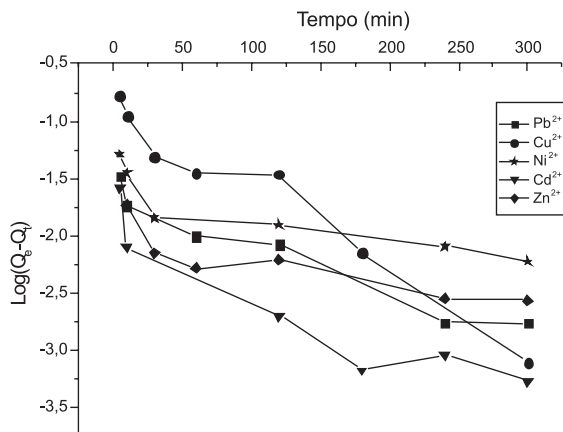


Figura 4. Modelo cinético de pseudo-primeira ordem para adsorção dos íons metálicos (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+}). Concentração ~ 100 mg/L, massa de adsorbente 0,5 g, pH 5 e temperatura ambiente

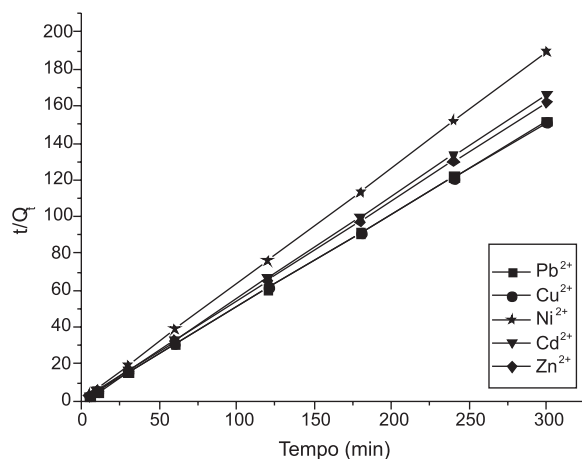


Figura 5. Modelo cinético de pseudo-segunda ordem para adsorção dos íons metálicos (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+}). Concentração ~ 100 mg/L, massa de adsorbente 0,5 g, pH 5 e temperatura ambiente

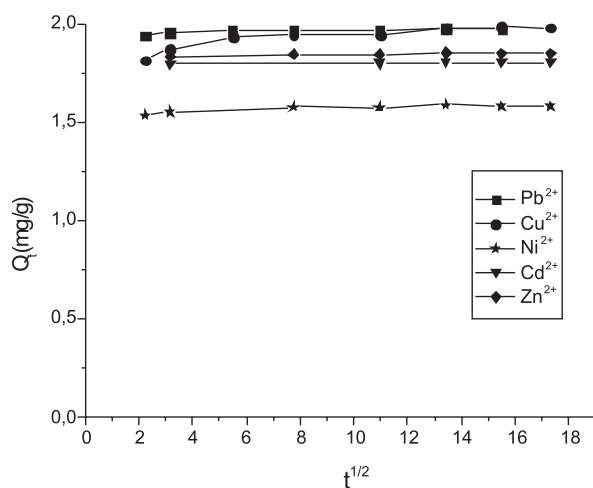


Figura 6. Modelo cinético de difusão intrapartícula para adsorção dos íons metálicos (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+}). Concentração ~ 100 mg/L, massa de adsorbente 0,5 g, pH 5 e temperatura ambiente

que para os íons metálicos Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} a percentagem de remoção é favorecida pelo aumento do valor de pH da solução. No entanto, observa-se que o aumento no valor do pH de 3 para 7 não

produz um aumento tão pronunciado na percentagem de remoção dos íons metálicos da solução multielementar. Em pH 8, observa-se uma diminuição da percentagem de remoção para todos os íons metálicos, devido à precipitação dos mesmos na forma de hidróxido.

A dependência da disponibilidade do metal está estritamente ligada aos grupos funcionais presentes na biomassa e à química do metal na solução. Em pH baixo, a superfície do adsorbente está estreitamente associada com os íons hidrônios (H_3O^+) que limitam a aproximação dos cátions metálicos como resultado das forças repulsivas, uma vez que estes íons competem com o cátion metálico pelos sítios ativos do adsorbente.^{16,20,26,27}

A baixa disponibilidade dos íons metálicos em valores altos de pH é, sobretudo, devida à formação de complexos de hidróxidos solúveis.²⁸ Isso geralmente conduz a um erro de interpretação por parte de alguns autores, os quais associam a eficiência da remoção do íon metálico da solução aquosa ao processo de adsorção.¹⁶

Desta forma, baseado nos resultados obtidos, escolheu-se trabalhar com pH 5.

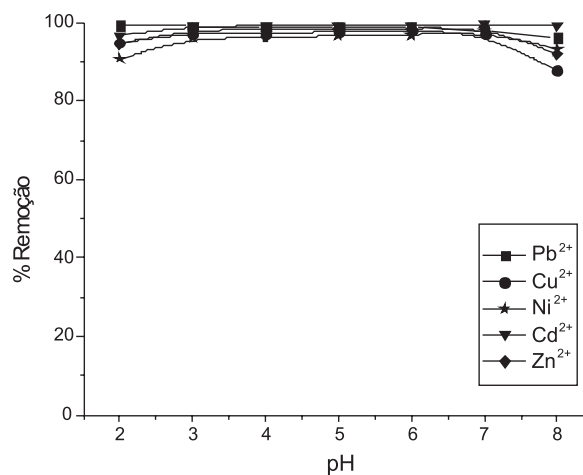


Figura 7. Influência do pH na remoção dos íons metálicos (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+}). Concentração ~ 100 mg/L, massa do adsorbente 0,5 g, tratado com NaOH 0,1 mol/L e temperatura ambiente

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam que o bagaço de caju tratado com NaOH 0,1 mol/L por 3 h apresenta características favoráveis ao seu uso como material adsorvedor dos íons metálicos Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} em solução aquosa.

O estudo do efeito do tamanho da partícula mostrou que a faixa 20-59 mesh é suficiente para a remoção dos íons metálicos em solução.

Uma concentração de 50 g/L do material é suficiente para um máximo de remoção dos íons metálicos. O estudo de cinética indicou que o equilíbrio de adsorção multielementar foi atingido em 60 min e segue um modelo de cinética de pseudo-segunda ordem.

O pH 5 é considerado um valor ótimo para a remoção dos íons metálicos de uma solução multielementar.

MATERIAL SUPLEMENTAR

As Figuras 1S-5S, que apresentam o percentual de remoção do íon Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} , respectivamente, na solução multielementar utilizando diferentes tratamentos para os tempos de contato de 3, 6 e 24 h estão disponíveis em <http://quimicanova.sbg.org.br>, com acesso livre, na forma de arquivo PDF.

AGRADECIMENTOS

Ao apoio financeiro concedido pelo CNPq, CAPES e FUNCAP.

REFERÊNCIAS

1. Aguiar-Palermo, M. R. M.; Novaes, A. C.; *Quim. Nova* **2002**, *25*, 1145.
2. Bailey, S. E.; Olin, T. J.; Bricka, R. M.; Adrian, D.; *Water Res.* **1999**, *33*, 2469.
3. Kumar, U.; Bandyopadhyay, M.; *Bioresour. Technol.* **2006**, *97*, 104.
4. Johnson, P. D.; Watson, M. A.; Brown, J.; Jefcoat, I. A.; *Waste Manage.* **2002**, *22*, 471.
5. Gupta, V. K.; Ali, I.; *J. Colloid Interface Sci.* **2004**, *271*, 321.
6. Bandyopadhyay, A.; Biswas, M. N.; *Indian J. Environ. Pollut.* **1998**, *18*, 662.
7. Rao, M.; Parwate, A. V.; Bhole, A. G.; *Waste Manage.* **2002**, *22*, 821.
8. Gupta, V. K.; Ali, I.; *Sep. Purif. Technol.* **2000**, *18*, 131.
9. Sousa, F. W.; Moreira, S. A.; Oliveira, A. G.; Cavalcante, R. M.; Nascimento, R. F.; Rosa, M. F.; *Quim. Nova* **2007**, *30*, 1153.
10. Gupta, V. K.; Jain, C. K.; Ali, I.; Sharma, M.; Saini, V. K.; *Water Res.* **2003**, *37*, 4038.
11. Pollard, S. J. T.; Fowler, G. D.; Sollars, C. J.; Perry, R.; *Sci. Total Environ.* **1992**, *116*, 31.
12. Saeed, A.; Akhter, M. W.; Iqbal, M.; *Sep. Purif. Technol.* **2005**, *45*, 25.
13. Horsfall, M. J.; Abia, A. A.; Spiff, A. I.; *Bioresour. Technol.* **2006**, *97*, 283.
14. Agarwal, G. S.; Bhuptawat, H. K.; Chaudhari, S.; *Bioresour. Technol.* **2006**, *97*, 949.
15. Campos, A. R. N.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, 2003.
16. Sousa, F. W.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal do Ceará, Brasil, 2007.
17. Wan Ngah, W. S.; Hanafiah, M. A. K. M.; *Bioresour. Technol.* **2008**, *99*, 3935.
18. Ruthven, M. D.; *Principles of adsorption and adsorption processes*, John Wiley & Sons: New York, 1984.
19. Pino, G. A. H.; *Dissertação de Mestrado*, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil, 2005.
20. Pino, G. H.; Mesquita, L. M. S.; Torem, M. L.; Pinto, G. A. S.; *Minerals engineering* **2006**, *19*, 380.
21. Ho, Y. S.; McKay, G.; *Water Res.* **1999**, *33*, 578.
22. Alves, A. C. M.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Alagoas, Brasil, 2007.
23. Moreira, S. A.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal do Ceará, Brasil, 2008.
24. Blázquez, G.; Hernáinz, F.; Calero, M.; Ruiz-Núñez, L. F.; *Process Biochem.* **2005**, *40*, 2649.
25. Sekar, M.; Sakthi, V.; Rengaraj, S.; *J. Colloid Interface Sci.* **2004**, *279*, 307.
26. Aksu, Z.; *Sep. Purif. Technol.* **2001**, *21*, 285.
27. Fiol, N.; Villaescusa, I.; Martínez, M.; Miralles, N.; Poch, J.; Serarols, J.; *Sep. Purif. Technol.* **2006**, *50*, 132.
28. Meena, A. K.; Mishra, G. K.; Raí, P. K.; Rajagopal, C.; Nagar, P. N.; *J. Hazard. Mater.* **2005**, *B122*, 161.