

REMOÇÃO DE CROMO HEXAVALENTE DE ÁGUA UTILIZANDO LODO ATIVADO DA INDÚSTRIA QUÍMICA COMO ADSORVENTE

SCHOMMER, Vera Analise^{1*}, BRAUN, Julia Catiane Arenhart², LUZ, Adriana Dervanoski³, LIMA, Fernanda Oliveira⁴

^{1,2} UFFS, Curso de Engenharia Ambiental, Campus Cerro Largo, Avenida Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Fernando, Cerro Largo, RS, Brasil.

³ UFFS, Curso de Engenharia Ambiental, Campus Erechim, Rodovia ERS, km 135, Erechim, RS, Brasil.

⁴ UFFS, Curso de Química, Campus Realeza, Rua Edmundo Gaievsk, 1000, Realeza, PR, Brasil.

*Autor Correspondente: veraanalise@hotmail.com.

RESUMO

No presente trabalho foram determinadas as cinéticas, as isotermas de adsorção e realizado o tratamento termodinâmico do Cr (VI) presente em efluentes sintéticos utilizando como adsorvente lodo ativado termicamente e quimicamente. O objetivo foi a obtenção dos parâmetros cinéticos e de equilíbrio termodinâmico do processo para investigar o comportamento da adsorção. Foram avaliadas a influência de três diferentes temperaturas na adsorção de Cr (VI), sendo que o aumento da capacidade de adsorção, conforme o aumento da temperatura, indicou processo endotérmico. A isoterma de Freundlich, Langmuir-Freundlich e Radke-Prausnitz representaram melhor os dados experimentais ($R^2 = 0,99$). No estudo cinético, o modelo que representou melhor os dados experimentais foi o modelo de Pseudo-Segunda Ordem para as três concentrações estudadas ($R^2 = 0,99$). No tratamento termodinâmico foram analisados a energia livre de Gibbs (ΔG°), que apresentou adsorção favorável e espontânea, apenas na temperatura de 45°C, e a entalpia (ΔH°) que apresentou valores positivos, sugerindo que o processo de adsorção pode estar ocorrendo por quimissorção ou complexação.

Palavras-chave: Cromo hexavalente, Lodo, Adsorção, Água residuária.

WATER HEXAVALENT CHROMIUM REMOVAL USING CHEMICAL INDUSTRY ACTIVATED SLUDGE AS ADSORBENT.

ABSTRACT

In the present study, it was determined the kinetics, adsorption isotherms and carried out thermodynamic treatment of the adsorption of Cr(VI) ions using synthesized adsorbent from thermally and chemically activated sludge. The goal was to obtain the kinetic parameters and thermodynamic equilibrium of the process to investigate the behavior of the adsorption. The

influence of three different temperatures was measured in the adsorption of Cr(VI), with increasing temperature indicated endothermic process. Freundlich, Langmuir-Freundlich and Radke-Prausnitz isotherm best represented the experimental ($R^2 = 0.99$). In the kinetic study, the model that best presented the experimental was the model of Pseudo-Second Order for the three concentrations studied ($R^2 = 0.99$). In thermodynamic treatment Gibbs free energy (ΔG°) revealing only favorable and spontaneous adsorption temperature of 45°C , and the enthalpy (ΔH°) which showed positive values, were analyzed suggesting that the adsorption process can occur by complexation or chemisorption.

Keywords: Hexavalent chromium, Sludge, Adsorption, Wastewater.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos tem-se aumentado a preocupação com o descarte de metais pesados, devido aos seus efeitos nocivos ao meio ambiente e aos seres vivos. Os compostos de cromo são potenciais contaminantes, principalmente o cromo hexavalente (Cr(VI)), pois possuem características carcinogênicas (KOTAS e STASICKA, 2000).

O cromo é utilizado em diversos ramos industriais. A resolução CONAMA 430 (2011), os valores máximos permitidos de descarte em corpo receptor é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para Cr(VI). Por este motivo, as indústrias têm buscado por alternativas para tratar seus efluentes líquidos para o posterior descarte. Dentre os processos, a adsorção mostra-se eficaz para a remoção de substâncias de soluções aquosas e, é considerado um método muito viável para indústrias que necessitam remover baixas concentrações de contaminantes (BHATTACHARYA *et al.*, 2008). De encontro ao objetivo, de minimizar os potenciais riscos à saúde e ao meio ambiente, vem sendo estudado a possibilidade de reutilização do lodo gerado em estações de tratamento industrial.

O presente trabalho apresenta a síntese de adsorvente, a partir do lodo residual de processos de tratamento da água residuária de indústria química, com aplicação na remoção de compostos metálicos (cromo hexavalente).

2. DESENVOLVIMENTO E DEMONSTRAÇÃO DOS RESULTADOS

2.1. REFERENCIAL TEÓRICO

Segundo Saputro *et al.* (2014), as reações de interconversão de Cr (III) e Cr (VI) ocorrem devido ao pH, concentração de oxigênio, presença de redutores e catalisadores.

O cromo é utilizado em indústrias de galvanoplastia, fabricação de aço, tintas e pigmentos, mineração, curtimento de couro, tingimento, operações de revestimento de peças metálicas, indústrias produtoras de produtos químicos, inorgânicos industriais e unidades de

tratamento de madeira (BHATTACHARYA *et al.*, 2008).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a adsorção é um processo acumulativo de substância, que está em solução, a uma interface adequada. Adsorbato é o composto que será removido da fase líquida para a interface sólida. Adsorvente é o sólido, no qual o adsorbato acumula. O processo é visto e aplicado como polimento para água, que passou por alguma forma de tratamento preliminar.

A Equação 1, que descreve a quantidade adsorvida após o equilíbrio é (METCALF E EDDY, 2003; MEENA *et al.*, 2005):

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

onde, q_e = quantidade adsorvida no estado de equilíbrio (mg.g^{-1}), C_0 = concentração inicial de adsorbato (mg.L^{-1}), C_e = concentração de adsorbato após o equilíbrio (mg.L^{-1}), V = volume de líquido no reator (L) e m = massa de adsorvente (g).

Conforme Metcalf e Eddy (2003), no processo de adsorção ocorrem uma série de etapas, a partir delas pode se identificar a etapa limitante. De forma geral, a adsorção física é a principal forma quando a etapa limitante ocorre de forma rápida, quando ocorre mais lentamente, a adsorção pode ser considerada química. O equilíbrio será alcançado quando a capacidade máxima de adsorção do carbono for atingida. A capacidade de adsorção, do carbono teórico para um contaminante particular, pode ser determinada através do desenvolvimento de sua isoterma de adsorção.

Atualmente, tem-se a preocupação da reutilização de resíduos que, anteriormente, eram diretamente enviados para aterros. Em diversas formas de tratamento de água residuária, há a produção lodo durante o tratamento. O lodo gerado nas estações de tratamento de indústrias, representam potencial risco a saúde e ao meio ambiente. Sua composição varia conforme o ramo industrial e o processo produtivo dentro da empresa, apresentando-se assim heterogêneo, e por este motivo, apresenta poucas formas de tratamento. A maior parte do lodo produzido, atualmente, é destinado a aterros industriais para a disposição final, que é por sua vez de custo elevado e gera ônus à indústria (BHATTACHARYA *et al.*, 2008).

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Materiais

Os experimentos, cinéticos e de equilíbrio termodinâmico, foram realizados nos laboratórios de Operações Unitárias e de Águas da Universidade Federal da Fronteira Sul –

UFFS Campus Cerro Largo. Todos os experimentos foram utilizados limite de confiança de 95%.

O adsorbato foi obtido a partir do Dicromato de Potássio sendo preparada uma solução padrão de 1000 mg.L⁻¹. O adsorvente utilizado foi preparado a partir dos lodos coletados de uma indústria metalúrgica. A metodologia utilizada para a síntese dos adsorventes foi desenvolvida pelo autor, a partir de testes preliminares. O lodo foi coletado na estação de tratamento, secado em estufa a 90°C, triturado para apresentar maior área superficial, sendo posteriormente peneirado. O lodo classificado foi ativado termicamente em forno mufla a 500°C por uma hora. Após atingir a temperatura ambiente em dessecador, foram removidas as cinzas e reservado novamente em dessecador. Para a ativação química foi preparada solução de ácido clorídrico (1 mol.L⁻¹). Em seguida, 6 g de lodo ativado termicamente foram adicionados a 100 mL de ativante químico em um Erlenmeyer de 250 mL e colocados para agitar a 25 ± 1 °C e 120 RPM por 2 horas. Após o lodo foi peneirado novamente em uma peneira 710 µm (25 *mesh tyler*) e retornou ao dessecador aguardando as análises.

2.2.2. Métodos

2.2.2.1. Caracterização do adsorvente

A fim de caracterizar o adsorvente utilizado foram analisadas a umidade, matéria volátil, cinzas e carbono fixo seguindo a metodologia descrita por Luz (2009) *apud* ABNT MB-15 1949.

2.2.2.2. MEV; BJH e BET

Foram realizadas na Universidade de Caxias do Sul (UCS) as análises de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), BET (Brunauer, Emmett and Teller) e BJH (Barret, Joyner and Halenda).

2.2.2.3. Determinação de Cr (VI)

Para leitura das concentrações dos íons Cr (VI) remanescente em solução, foi utilizado um espectrofotômetro Thermo Scientific, Evolution 201. Para as leituras foram usadas cubetas de acrílico de caminho óptico de 1 cm.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

2.3.1. Caracterização do adsorvente

A partir dos resultados, apresentados na Tabela 1, podemos observar que os teores de umidade, material volátil e cinzas representam boa parte do adsorvente, sendo apenas 30,8% carbono fixo que é a fração realmente útil do adsorvente.

Tabela 1 - Caracterização física do adsorvente desenvolvido.

Parâmetros	(% B.S.)
Umidade	10,13
Material Volátil	24,46
Cinzas	34,66
Carbono Fixo	30,76

2.3.2. MEV; BJH e BET

O adsorvente desenvolvido apresentou uma grande área superficial e um vasto volume de poros, como ilustrado na Tabela 2, caracterizando-se como um bom adsorvente para remoção de íons metálicos de efluentes.

Tabela 2 - Características texturais do adsorvente desenvolvido BET e BJH.

Características texturais	
Área superficial (BET)	84,444 m ² .g ⁻¹
Volume do Poro	0,1991 cm ³ .g ⁻¹ para poros menores que 808,9 Å de raio
Raio médio dos poros	47,1462 Å
Volume do microporo (BJH)	0,180 cm ³ .g ⁻¹
Área do microporo (BJH)	54,875 m ² .g ⁻¹
Raio dos poros (BJH)	15,423 Å
Área Superficial (Langmuir)	144,912 m ² .g ⁻¹

Para caracterização morfológica, as imagens da superfície do carvão foram obtidas através de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), na ampliação 40, 100 e 1000 vezes, sendo ilustradas na Figura 1, apresentando boa característica morfológica, devido às estruturas porosas obtidas pelo processo de ativação.

A

B

C

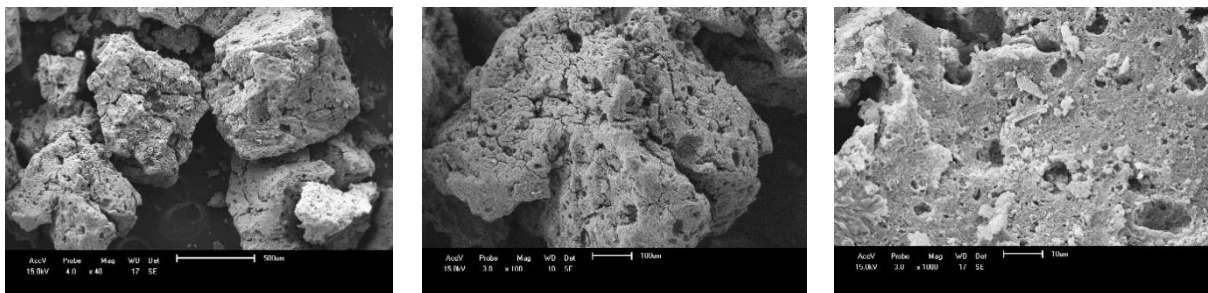


Figura 1 - MEV ampliação (A) 40 vezes, (B) 100 vezes e (C) 1000 vezes.

2.3.3. Determinação de CR (VI)

O Cr(VI) possui um comprimento de onda específico, nos testes realizados apresentou o valor de 350 nm. A Equação 1, apresenta a equação que foi utilizada para se conhecer a concentração, a partir da absorbância fornecida nas leituras do espectrofotômetro e com coeficiente de correlação de $R^2 = 0,9996$.

$$y = 0,0626x + 0,001$$

(1)

A equação que descreve a quantidade adsorvida, após o equilíbrio, é apresentada por Metcalf e Eddy (2003); Meena *et al.* (2005). O pH adotado para a realização dos demais experimentos foi o pH $3,00 \pm 0,10$, devido aos bons resultados apresentados nos testes preliminares.

2.3.4. Cinética de adsorção

O comportamento cinético de adsorção do Cr(VI) foi analisado para as concentrações de 50, 40 e 30 mg.L^{-1} . Para a determinação do tempo de equilíbrio do sistema adsorbato/adsorvente, foram retiradas alíquotas até que o equilíbrio fosse atingido. O equilíbrio foi atingido após 20 horas de adsorção. Nas primeiras 6 horas a adsorção ocorreu de forma rápida, após tornou-se lenta e atingiu o equilíbrio por volta de 20 horas. Tempo de equilíbrio parecido com o ocorrido no estudo de Al-Othman *et al.* (2012).

2.3.5. Tratamento cinético

A cinética de adsorção é um aspecto importante na avaliação da adsorção como uma operação unitária. As constantes cinéticas dos metais podem ser usadas para estudar e otimizar o efeito do tempo de contato (MEENA *et al.*, 2005). Os modelos de Pseudo-Primeira Ordem, Pseudo-Segunda Ordem e difusão intrapartícula são modelos de equações de

velocidade que têm sido utilizados para modelar a cinética de adsorção de metais como o cromo (AL-OTHMAN *et al.*, 2012).

O modelo de Pseudo-Primeira Ordem é representado pela equação linearizada e a equação de Pseudo-Segunda Ordem pode ser expresso, adotando condições de contorno ideais, pela equação apresentada por Bhattacharya *et al.*, 2008; Al-Othman *et al.*, (2012). O modelo de difusão intrapartícula é expresso pela equação apresentada por Al-Othman *et al.* (2012). Os valores de C estimam a espessura da camada limite, ou seja, quanto maior for o valor, maior será a adsorção na camada limite. O modelo assume que a adsorção é controlada em três estágios: (I) adsorção rápida e externa na superfície do adsorvente; (II) adsorção gradual, onde a difusão intrapartícula é a etapa limitante e; (III) estágio de equilíbrio final, onde a difusão intrapartícula começa a diminuir, por causa da baixa concentração de adsorbato no líquido e pela pouca disponibilidade de sítios ativos (CHEN *et al.*, 2003).

A Tabela 3 apresenta os respectivos coeficientes de correlação (R^2), para os modelos de Pseudo-Primeira Ordem e Pseudo-Segunda Ordem e o parâmetro k_{id} do modelo de difusão intrapartícula, relativo ao estágio controlador que é o estágio III, que apresentou melhor coeficiente de correlação (R^2) para cada concentração estudada.

Tabela 3 - Coeficiente de correlação (R^2) em cada estágio da adsorção para cada concentração.

C_0 (mg.L ⁻¹)	Pseudo-Primeira Ordem	Pseudo-Segunda Ordem	k_{id} (mg.g ⁻¹ .h ⁻¹)	C (mg.g ⁻¹)	Est. I	Est. II	Est. III
	R^2	R^2			R^2	R^2	R^2
50	0,98	0,99	0,96	12,22	0,94	0,97	0,98
40	0,99	0,99	1,31	10,26	0,98	0,98	0,99
30	0,99	0,99	1,00	9,59	0,98	0,98	0,99

Conforme apresentado na Tabela 3, observa-se que o modelo de Pseudo-Primeira Ordem possui coeficientes de correlação menores que os encontrados pelo modelo de Pseudo-Segunda Ordem. Sendo assim, o segundo modelo apresentou resultados satisfatórios e $R^2 = 0,99$ para todas as concentrações estudadas. Desta forma, o processo de adsorção pode ocorrer com quimissorção. Os melhores coeficientes de correlação para cada concentração são encontrados no estágio III. A partir desta constatação, pode-se concluir que a etapa que governa a adsorção de Cr (VI) pelo adsorvente desenvolvido é a etapa lenta, onde o estado de equilíbrio final devido a difusão intrapartícula é reduzido. O k_{id} encontrado para cada

temperatura no estágio III foi coerente e apresentou uma relação inversa com a concentração, ou seja, quanto maior a concentração menor será o valor de k_{id} . Os valores de C que indicam a espessura da camada limite, apresentados na Tabela 9, são correspondentes ao estágio III e apresentam relação direta com a concentração, ou seja, quanto maior a concentração maior será a espessura da camada limite.

2.3.6. Isotermas de equilíbrio

As isotermas de equilíbrio da adsorção de Cr(VI), a partir da utilização do adsorvente desenvolvido, foram realizadas em pH $3,00 \pm 0,10$ da solução para as temperaturas de 25, 35 e $45 \pm 1^\circ\text{C}$. Os experimentos foram mantidos sob agitação durante 20 horas para garantir que o equilíbrio de adsorção fosse atingido, a 120 RPM e com a utilização da proporção $0,002 \text{ g.mL}^{-1}$ de adsorvente. Todos os resultados experimentais da adsorção do Cr(VI) foram ajustados pelo Software STATISTICA 10.0, disponível gratuitamente por 30 dias.

Dentre as isotermas, a de Freundlich é mais usada para descrever a característica de adsorção de carvão ativado usado no tratamento de água e água residual (METCALF E EDDY, 2003). O modelo é representado pela equação apresentada por Meena *et al.*, (2005); Salam *et al.* (2011); Al-Othman *et al.* (2012). O modelo de isoterma de Langmuir indica que a adsorção ocorre na monocamada da superfície do adsorvente, ou seja, cada sítio ativo adsorve uma molécula de adsorbato, não há interação entre os íons adsorvidos e a energia de adsorção é constante. Se $R_L = 1$ a adsorção é linear; se $R_L > 1$, a adsorção não é desfavorável; se $0 < R_L < 1$, a adsorção é favorável; se $R_L = 0$, a adsorção é irreversível (DURANOGLU *et al.*, 2012; AL-OTHMAN *et al.*, 2012). O modelo de isoterma de Langmuir é definida pela equação apresentada por Salam *et al.* (2011); Al-Othman *et al.* (2012).

O modelo de isoterma de Langmuir-Freundlich é uma modificação do modelo de Langmuir com a inclusão da Equação de Freundlich, e pode ser expressa na equação apresentada por Subramanyam e Ashutosh (2012). A Equação do modelo de isoterma de Radke-Prausnitz pode ser descrita pela equação apresentada por Kouyoumdjiev (1992).

A Tabela 4 apresenta os parâmetros de cada modelo de isoterma. Verifica-se que o modelo de Langmuir apresentou o menor coeficiente de correlação para todas as temperaturas. O Modelo de Freundlich, Langmuir-Freundlich e Radke-Prausnitz apresentam coeficiente de correlação igual a 0,99 para todas as temperaturas. Os valores de R_L (entre 0 e 1) e n_F (maiores que 1), que indicam que a adsorção é favorável. Os valores de q_{max} aumentaram conforme aumentou a temperatura, indicando que o processo foi endotérmico. Os valores, obtidos no presente estudo, foram considerados satisfatórios, pois se apresentam

próximos aos estudos da literatura.

Tabela 4 - Parâmetros das isotermas de Langmuir e Freundlich

T (°C)	Langmuir			Freundlich		Langmuir-Freundlich		Radke- Prausnitz
	q_{max} (mg g ⁻¹)	R_L	R^2	n_F	R^2	q_{max} (mg g ⁻¹)	R^2	R^2
25	10,907	0,075	0,95	5,295	0,99	1525,745	0,99	0,99
35	11,480	0,082	0,98	5,186	0,99	15192,22	0,99	0,99
45	11,429	0,041	0,96	5,799	0,99	17710,19	0,99	0,99

2.3.7. Tratamento termodinâmico

Os parâmetros termodinâmicos utilizados para determinação da entalpia (ΔH°) e entropia (ΔS°) são calculados a partir da intercessão e inclinação da reta na plotagem, da constante de equilíbrio pelo inverso da temperatura. A equação da reta descrita por Meena *et al.* (2005); Bhattacharya *et al.* (2008); Al-Othman *et al.* (2012).

A partir dos dados obtidos, da isoterma de adsorção e de seus respectivos modelos, pode-se realizar o tratamento termodinâmico dos dados relativos ao adsorvente/adsorbato. Para o tratamento termodinâmico foi utilizado a constante empírica (b) obtida pelo ajuste do modelo de isoterma de Langmuir com coeficiente de correlação para as temperaturas de 25, 35 e 45 ± 1 °C de aproximadamente 0,96.

Assim, pode-se determinar a entalpia (ΔH°) e entropia (ΔS°) a partir da equação da reta. A energia de Gibbs (ΔG°) é determinada a partir da entalpia, entropia e a temperatura, constatando a espontaneidade do processo, os valores encontrados são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros termodinâmicos para a adsorção de Cr(VI).

T (K)	ΔG° (kJ mol ⁻¹)	ΔH° (kJ mol ⁻¹)	ΔS° (kJ mol ⁻¹)
298	1,414		
308	0,261	35,777	0,115
318	-0,892		

Analisando os dados da Tabela 5, verifica-se que apenas na temperatura de $45 \pm 0,1$ °C a energia livre de Gibbs é negativa, indicando que a reação é espontânea e favorável na adsorção. O valor da entalpia é de 35,777 kJ.mol⁻¹ indica que o processo de adsorção é endotérmico e pode ser de quimissorção ou complexação, conforme estudado por Duranoglu

et al. (2012). Em seu estudo, assim como, no estudo de Al-Othman *et al.* (2012) os processos de adsorção foram endotérmicos, espontâneos e favoráveis.

CONCLUSÃO

O estudo apresentou a remoção do Cr (VI), a partir de um adsorvente desenvolvido utilizando lodo industrial ativado termicamente e quimicamente. A cinética de adsorção mostrou-se lenta, levando aproximadamente 20 horas para se alcançar o equilíbrio, para maior concentração estudada. Para o tratamento cinético o modelo de Pseudo-Segunda Ordem apresentou melhor coeficiente de correlação, $R^2 = 0,99$, indicando que o processo de adsorção pode estar ocorrendo por quimissorção.

O modelo cinético, de difusão intrapartícula, apresentou melhores coeficientes de correlação para o estágio III, mostrando que a etapa lenta é a controladora do processo. Os valores de C apresentados nas equações do estágio III podem estar indicando, também, adsorção devido ao processo de complexação. Na análise das isotermas de adsorção, pode-se verificar que a adsorção aumenta conforme aumenta a temperatura, caracterizando assim um processo endotérmico. Os modelos de Freundlich, Langmuir-Freundlich e Radke-Prausnitz apresentaram melhores coeficientes de correlação, igual a 0,99 para todas as temperaturas. No tratamento termodinâmico, a entalpia apresentou valores positivos confirmando o processo endotérmico. A energia livre de Gibbs apresentou-se favorável e espontânea apenas para a temperatura de 45 ± 1 °C.

REFERÊNCIAS

AL-OTHMAN, Z. A., ALI, R., NAUSHAD, M. Hexavalent chromium removal from aqueous medium by activated carbono prepared from peanut shell: Adsorption kinetics, equilibrium and thermodynamic studies. **Chem. Eng. J.**, Arábia Saudita, v.184, p. 238-247, 2012.

BHATTACHARYA, A. K.; NAIYA, T. K.; MANDAL, S. N.; DAS, S. K.; Adsorption, kinetics and equilibrium studies on removal of Cr(VI) from aqueous solutions using different low-cost adsorbents. **J. of Haz. Mat.**, Índia, v. 137, p. 529-541, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n° 430** de 13 de Maio de 2011.

CHEN, J. P.; WU, S.; CHONG, K. H.; Surface modification of a granular activated carbon by citric acid for enhancement of copper adsorption. **Carbon**, Singapura, v. 41, p. 1979-1986, 2003.

DURANOGLU, D.; TROCHIMCZUK, A. W.; BEKER, U.; Kinetics and thermodynamics of

hexavalent chromium adsorption activated carbon derived from acrylonitrile-divinylbenzene copolymer. **Chemical Engineering Journal**, Turquia, v.187 p. 193 – 202, 2012.

KOTAS, J.; STASICKA, Z.; Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. **Env.Pol.**, Polónia, v. 107, p. 263-283, 2000.

KOUYOUMDJIEV, M. S. Kinetics of adsorption from liquid phase on activated carbon. **Thesis**, University of Technology, 1992.

LUZ, A. D.; **Aplicação de processos adsorptivos na remoção de compostos BTX presentes em efluentes petroquímicos**. 2009. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

MEENA, A. K., MISHRA, G. K., RAI, RAJAGOPAL, C., NAGAR, P. N. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using carbon aerogel as an adsorbent. **J. of Haz. Mat.**, Índia, v. B122, p. 161 - 170, 2005.

METCALF e EDDY, Inc. Revised by TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D.; **Wast. Eng.: Treatment and Reuse**. 4ª ed. New York: Mc Graw Hill, p. 1138 – 1144, 2003.

SALAM, O. E. A.; REIAD, N. A.; ELSHAFEI, M. M.; A study of the removal characteristics of heavy metals from wastewater by low-cost adsorbents. **J. of Adv. Res.**, Egito, v. 2, p. 297 - 303, 2011.

SUBRAMANYAM, B.; ASHUTOSH, D.; Adsorption Isotherm Modeling of Phenol Onto Natural soils – Applicability of Various Isotherm Models. **Int. J. Env.**, Índia, v. 6, p. 265 - 276, 2012.