

## ISOTERMAS DE ADSORÇÃO DE COBRE POR BENTONITA

*Gilvanise Alves Tito*

Engenheira Agrícola, doutoranda em Engenharia Agrícola, UFCG, CEP 58109-970, Campina Grande, PB  
E-mail: gilvanisetito@yahoo.com.br

*Lúcia Helena Garófalo Chaves*

Profa. Titular, UFCG, Departamento de Engenharia Agrícola, CEP 58109-970, Campina Grande, PB,  
E-mail: lhgafalo@hotmail.com

*Susane Ribeiro*

Engenheira Agrícola, mestranda em Engenharia Agrícola, UFCG, CEP 58109-970, Campina Grande, PB  
E-mail: susaneribeiro@yahoo.com.br

*Ramara Sena Souza*

Engenheira Agrícola, graduanda em Engenharia Agrícola, UFCG, CEP 58109-970, Campina Grande, PB  
E-mail: ramarasena2005@yahoo.com.br

**Resumo** - Em estudos ambientais é importante conhecer o processo de adsorção de metais pesados por minerais de argila, uma vez que estes são capazes de imobilizar tais metais. Sabendo-se que a adsorção de cátions é influenciada por vários fatores, objetivou-se com este trabalho estudar o processo de adsorção de cobre pela argila bentonita e avaliar a influência que o eletrólito da solução de tratamento e o pH exercem no referido processo. Para a determinação da quantidade de cobre adsorvido, 20 mL de soluções de  $\text{NaNO}_3$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  e 20 mL de água com diferentes quantidade de cobre (5, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120  $\text{mg L}^{-1}$ ), ajustadas a pH 4 e a pH 6, foram adicionados a 2 g de bentonita, e deixados em equilíbrio por 24 horas. A equação de adsorção de Langmuir em sua forma linearizada foi utilizada para determinar a capacidade máxima de adsorção e a energia de ligação. As isotermas de adsorção, nos dois valores de pH estudados apresentaram duas porções lineares, mostrando que o fenômeno de adsorção ocorre em dois estágios distintos. A adsorção de cobre pela bentonita depende do pH e da força iônica tendo aumentado com a elevação do pH e diminuído ligeiramente com a força iônica. A capacidade máxima de adsorção e a energia de ligação variaram em função do pH, do eletrólito utilizado e da região de adsorção.

## ISOTHERMS OF ADSORPTION OF COPPER BY BENTONITE

**Palavras-chave:** metais pesados, Langmuir, mineral de argila

**Abstract** - In environmental studies is important to know the adsorption process of heavy metals in clay minerals, since they are able to immobilize these metals. Knowing the cations adsorption is influenced for several factors, the objective of this research was to study the copper adsorption process by bentonite clay and to evaluate the electrolyte type and pH influence on this process. In order to quantify the adsorbed copper, 2 g of bentonite clay were equilibrated for 24 hours with 20 mL of a  $\text{NaNO}_3$  ( $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ ) solution and with 20 mL of water containing different quantities of copper (5, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120  $\text{mg L}^{-1}$ ) as background solutions of pH values 4 and 6. Langmuir's adsorption equation in its linearized form was applied and the values of the maximum capacity and those of the constant related to the bonding energy were obtained. Langmuir isotherms presented two distinct adsorption regions at both pH 4 and pH 6, showing that the adsorptive phenomenon occurs in two distinct stages. The adsorption of copper depends on pH and ionic strength and it increased with an increase in pH and decreased slightly with an increase in ionic strength. The maximum capacity of adsorption and the bonding energy varied with the pH, with electrolyte used and with the adsorption regions.

**Key words:** heavy metals, Langmuir, mineral clay

## INTRODUÇÃO

O risco de contaminação dos ecossistemas por metais pesados tem feito com que a ciência busque alternativas que possam impedir, ou pelo menos, minimizar os efeitos poluidores desses metais ou ainda, remediar os ambientes já contaminados. Neste contexto,

diversos procedimentos têm sido propostos para reduzir a mobilidade e biodisponibilidade dos metais pesados, entre eles o processo de adsorção por superfícies adsorventes, como é o caso dos minerais de argila (SÁNCHEZ et al., 1999b; AGUIAR et al., 2002; RODRIGUES et al., 2004; CHUI, 2005; LACIN et al. 2005). Dentro desse princípio, Sanchez et al. (1999b), estudando a capacidade de alguns

minerais silicatados em adsorver metais pesados presentes em águas residuárias, verificaram que a bentonita, dentre outros minerais de argila, foi a que apresentou maior capacidade de adsorção de zinco. As bentonitas, assim como outros minerais de argila, vêm despertando interesses crescentes para sua utilização como materiais adsorventes alternativos (LEON et al, 2001). Santos et al. (2002), comparando o uso das argilas bentonita e vermiculita, mostraram que estas argilas adsorvem metais pesados, no entanto, que a vermiculita é mais eficaz que a bentonita na remoção de cobre. Ao contrário, Leon et al. (2001), verificaram que a capacidade de acumulação de cobre pela bentonita foi superior a de outros materiais adsorventes.

A adsorção é o processo mais importante que regula a mobilidade e a biodisponibilidade dos poluentes nos solos, a exemplo dos metais pesados. Assim, o estudo da adsorção pode oferecer subsídio para a previsão de fitotoxicidade e da possível contaminação do lençol freático por esses elementos (ARAÚJO et al., 2002).

O fenômeno de adsorção de íons metálicos pode ser estudado através de isotermas de adsorção, que são equações matemáticas que descrevem as relações entre as quantidades de determinado elemento químico adsorvido pelo sólido (adsorvente) e a sua quantidade remanescente na solução de equilíbrio (DIAS et al, 2001). Entre os diversos modelos que descrevem a adsorção, um dos mais citados na literatura é aquele proposto por Langmuir (SPOSITO, 1989), que permite estimar o valor da constante relacionada à energia da ligação entre o elemento e o adsorvente, além de estimar sua adsorção máxima (DIAS et al, 2001).

Segundo Sanchez et al. (1999b), o fenômeno da adsorção depende de diversos fatores, tais como pH, tipo e concentração do metal adsorvido, tempo de adsorção, força iônica da solução, além das características do adsorvente ser usado.

Os efeitos do pH nos processos de adsorção, na solubilidade e na mobilidade dos metais pesados no solo são bastante conhecidos. Em geral, o aumento do pH do meio favorece a adsorção dos metais (PIERANGELI et al., 2001; ARAÚJO et al. 2002; CASAGRANDE et al., 2004; MUSTAFA et al., 2004). O contrário ocorre com a força iônica que ao aumentar, diminui a adsorção dos metais (SÁNCHEZ et al. 1999a; SÁNCHEZ et al. 1999b; CASAGRANDE et al., 2004). No entanto, Naidu et al. (1994), avaliando o efeito da força iônica na adsorção de cádmio em diferentes solos, observaram que este efeito variou com o tipo de solo e com o pH.

Considerando o exposto objetivou-se com este trabalho estudar o processo de adsorção de cobre pela argila bentonita e avaliar a influência que o eletrólito da solução de tratamento e o pH exercem no referido processo.

## MATERIAL E MÉTODOS

Amostras de bentonita foram coletadas na jazida Primavera localizada no município de Boa Vista-PB e encaminhada ao Laboratório de Irrigação e Salinidade do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande, onde, depois de secas ao ar, destorroada e peneirada com malha de 2 mm de abertura, foram analisadas quimicamente utilizando métodos analíticos descritos pela EMBRAPA (1997) (Tabela 1).

Para comparação do tipo de eletrólito, as soluções de tratamento com Cu foram preparadas com nitrato de sódio 0,01 mol L<sup>-1</sup> e com água destilada.

O pH das suspensões bentonita - solução de tratamento foi ajustado a valores próximos de pH 4,0 e 6,0 ± 0,1, com soluções diluídas de HCl e NaOH (SÁNCHEZ et al., 1999a).

As amostras de bentonita (2g de TFSA), acondicionadas em tubos de centrífuga de 50 mL, em três repetições, foram agitadas por 2 horas a 140 rpm e deixadas em repouso por 24 horas à temperatura ambiente (22 ± 2 °C) com as soluções de tratamento de cobre (Cu) (20 mL) de concentrações 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mg L<sup>-1</sup> do elemento.

Após o período de repouso, as suspensões foram filtradas e analisadas para Cu por espectrofotometria de absorção atômica. As concentrações de Cu adsorvidas foram consideradas a diferença entre aquelas inicialmente adicionadas e as remanescentes após o período de equilíbrio.

A equação de Langmuir,  $C/x/m = 1/ab + C/b$ , foi ajustada aos dados experimentais de adsorção de Cu. Nessa equação, C = concentração de Cu na solução de equilíbrio em mg L<sup>-1</sup>, x/m = quantidade de Cu adsorvida em mg g<sup>-1</sup> de mineral de argila, b = adsorção máxima (mg g<sup>-1</sup>) e a = coeficiente relacionado com a energia de ligação (L mg<sup>-1</sup>) de Cu no mineral de argila. Após linearização da equação (C/x/m em função de C), a declividade (1/b) e o intercepto (1/ab) foram usados para calcular a capacidade máxima de adsorção, CMA, (b) e a constante relacionada com a energia de ligação (a).

Tabela 1. Características químicas da bentonita.

pH (1:2,5)	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	CTC	P	M.O
H <sub>2</sub> O	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>							mg dm <sup>-3</sup>	g kg <sup>-1</sup>
7,0	20,74	35,97	7,06	0,24	0,0	0,0	64,01	2,9	26

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de adsorção, conduzidos em pH 4 e pH 6, utilizando-se nitrato de sódio e água na preparação das soluções de tratamento são mostrados na Figura 1 indicando que o processo de adsorção, possivelmente, tenha ocorrido em duas etapas distintas corroborando com Petruzzelli et al. (1985), Jordão et al. (2000) e Silveira & Alleoni (2003). Essa divisão no processo de adsorção é baseada na hipótese de que cada porção linear surge de

diferentes tipos de sítios de adsorção na superfície adsorvente (HARTER & SMITH, 1981), ou seja, o processo de adsorção de cobre ocorre, provavelmente, em dois estágios, com a saturação dos diferentes tipos de sítios de adsorção (SILVEIRA & ALLEONI, 2003). Na medida em que se aumentou a concentração do cobre na solução de tratamento, mais sítios de adsorção foram sendo preenchidos tornando a adsorção do elemento cada vez mais difícil, corroborando com Petruzzelli et al. (1985).

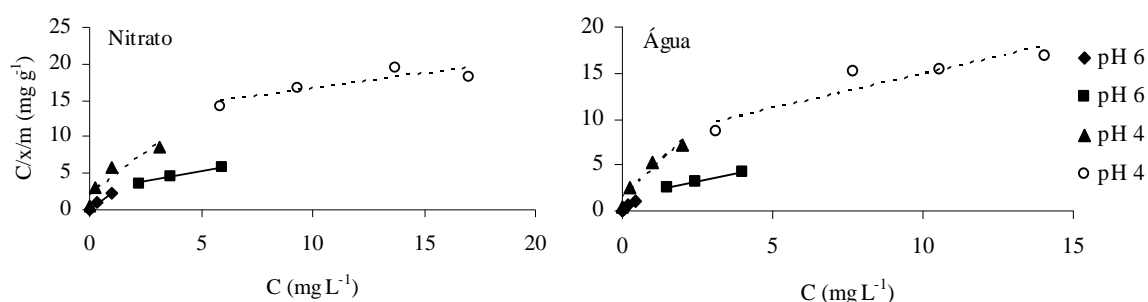


Figura 1. Influência do pH na adsorção de íons  $\text{Cu}^{2+}$  na bentonita com os eletrólitos nitrato de sódio (nitrato) e água (água) nas duas regiões de adsorção (1 e 2)

O efeito do pH foi um dos parâmetros estudados e mostra que para pH 6, a adsorção de cobre nas amostras de bentonita foi maior do que para pH 4, independentemente do tipo de eletrólito utilizado na preparação das soluções de tratamento (Figura 1). Isto pode ser exemplificado pela porcentagem de adsorção de cobre que ocorreu no pH 4 e pH 6 quando se utilizou soluções de tratamento com  $100 \text{ mg L}^{-1}$  do elemento. No pH 4, observou-se 85,54 e 83,79 % de adsorção de cobre utilizando-se nitrato de sódio e água, respectivamente, na preparação da solução de tratamento. Já no pH 6, estas porcentagens aumentaram para 95,90 e 95,68 %, respectivamente. Com o aumento da adsorção de cobre pela bentonita em função do pH, constatou-se que sua resposta é dependente do pH do meio. Esse comportamento também foi observado em bentonita por Santos et al. (2002) e Lacin et al. (2005) e em vermiculita por Chui (2005).

De acordo com Cornu et al. (2003), o tipo de eletrólito com o qual a solução de tratamento é preparada para o estudo de adsorção de um determinado elemento por uma superfície adsorvente, tem uma forte influência neste processo. Segundo os autores, isto pode ser interpretado como um efeito do tipo de cátion ou da força iônica da solução. O aumento da força iônica da solução, ou seja, o aumento da concentração salina, em geral, torna o potencial eletrostático superficial menos negativo resultando na diminuição da adsorção catiônica (NAIDU et al., 1994), o que já foi observado na argila montmorilonita (GARCIA-MIRAGAYA & PAGE, 1976; HOMANN & ZASOSKI, 1987). Entretanto, Manning & Goldberg (1997) e Goldberg & Johnston (2001),

trabalhando com caulinita e óxido de ferro e alumínio, respectivamente, demonstraram que a força iônica tem pouco efeito sobre o processo de adsorção, indicando que o tipo de cátion poderá exercer maior efeito sobre o referido processo. No presente trabalho, o comportamento da adsorção de cobre pela bentonita, considerando as soluções de tratamento preparadas com água e com nitrato de sódio, foi semelhante, independentemente do pH, principalmente na primeira região de adsorção (Figura 2).

Apesar do comportamento semelhante, em geral, foi observado uma ligeira diminuição na adsorção de cobre quando se utilizou a solução de tratamento preparada com nitrato de sódio. Essa diminuição pode ser decorrente do aumento da força iônica da solução ou devido a competição entre os íons sódio e cobre pelos sítios de adsorção, principalmente por aqueles correspondentes à adsorção não específica (McBRIDE, 1991; SÁNCHEZ et al., 1999a), ou ainda, devido a influência do íon sódio da solução de tratamento sobre a densidade de carga da bentonita tornando o seu potencial menos negativo e conseqüentemente, reduzindo a adsorção de cobre (BOWDEN et al., 1973). No entanto, os valores da capacidade máxima de adsorção do cobre pela bentonita, quando a solução de tratamento foi preparada com nitrato de sódio, foram ligeiramente superiores àqueles encontrados quando as soluções de tratamento foram preparadas com água. Isto ocorreu nos dois valores de pH e nas duas regiões de adsorção (Tabela 2). A variação da energia de ligação, foi contrária, ou seja, os maiores valores foram encontrados quando a solução de tratamento foi preparada com água.

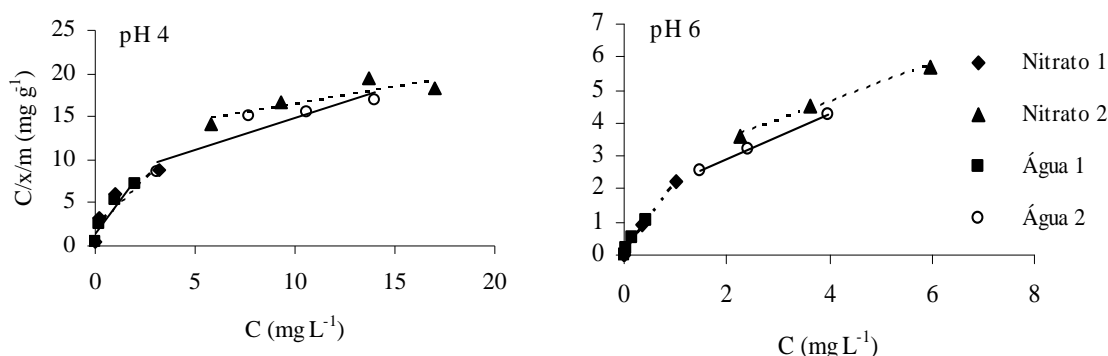


Figura 2. Influência dos eletrólitos nitrato de sódio (nitrato) e água (água) na adsorção de íons  $\text{Cu}^{2+}$  na bentonita em pH 4 e 6 nas duas regiões de adsorção (1 e 2)

Tabela 2. Parâmetros de ajuste da equação de Langmuir para dados de adsorção de cobre pela bentonita nas duas regiões de adsorção, com os eletrólitos nitrato de sódio e água, no pH 4 e 6

Eletrólito	Região de adsorção	Energia de ligação ( $\text{L mg}^{-1}$ )		CMA ( $\text{mg g}^{-1}$ )	
		pH 4	pH 6	pH 4	pH 6
Nitrato de sódio	1	1,12	36,00	0,44	0,47
	2	0,03	0,24	2,49	1,77
Água	1	2,49	36,39	0,31	0,40
	2	0,09	0,44	1,35	1,47

Os sítios de adsorção no início do processo (primeira região da reta) apresentaram alta energia de ligação e baixa capacidade adsorptiva quando comparado com os sítios que correspondem à segunda região (Tabela 2), independentemente do pH e do tipo de eletrólito utilizado. De acordo com Jordão et al. (2000), isto faz supor a ocorrência de formação de complexos e não apenas interação eletrostática nesta região.

A capacidade máxima de adsorção de cobre pela bentonita na primeira etapa da adsorção, no pH 4 e pH 6, foi relativamente próxima, 0,44 e 0,47  $\text{mg g}^{-1}$ , respectivamente, utilizando-se nitrato de sódio e 0,31 e 0,40  $\text{mg g}^{-1}$  quando se utilizou água na preparação das soluções de tratamento. No entanto, a energia que mantém os íons de cobre adsorvido é muito maior no pH 6 (Tabela 2). Apesar disso, a energia de ligação no pH 4 talvez seja suficiente para que parte deste metal não fique livre no meio, corroborando com Jordão et al. (2000). O elevado valor de energia de ligação faz supor que o cobre foi fortemente retido através de ligações de caráter covalente na estrutura cristalina da bentonita. De acordo com Sodré, et al. (2001), este fenômeno sugere que, quando o sítio de adsorção está protonado, o cobre é adsorvido por reação de troca catiônica do  $\text{H}^+$  pelo  $\text{Cu}^{2+}$ ; se estiver desprotonado, o cobre é adsorvido por ligação dativa entre o par eletrônico do oxigênio e o cobre na superfície das laterais dos minerais.

Tanto no pH 4 quanto no pH 6, a segunda região de adsorção foi a que apresentou maior capacidade para adsorver os íons de cobre e menor energia de ligação para retê-los, corroborando com Jordão et al. (2000).

O fato da solução do solo não ser uma água pura e por isso apresentar uma determinada força iônica, faz sugerir que os estudos de adsorção pelos colóides dos solos devam ser conduzidos utilizando-se soluções de tratamento com determinada força iônica para simular o que ocorre na natureza. Entretanto, comparando os valores de CMA e energia de ligação do cobre pela bentonita, obtidos com os diferentes eletrólitos, observa-se que foram pequenas as diferenças entre eles (Tabela 2).

## CONCLUSÕES

As isotermas de adsorção, nos dois valores de pH estudados apresentaram duas porções lineares, denominadas de primeira e segunda região de adsorção.

A adsorção de cobre pela bentonita depende do pH, tendo aumentado com a elevação do mesmo.

A adsorção de cobre pela bentonita depende da força iônica, tendo diminuído ligeiramente com o aumento da mesma.

A capacidade máxima de adsorção e a energia de ligação variaram em função do pH, do eletrólito utilizado e da região de adsorção.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M.R.M.P.; NOVAES, A.C. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, v.25, n.6B, p.1145-1154, 2002.

ARAÚJO, W.W.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; MAZUR, N.; GOMES, P.C. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.1, p.17-27, 2002.

BOWDEN, J.W.; BOLLAND, M.D.A.; POSNER, A.M.; QUIRK, J.P. Generalised model for anion and cation adsorption to oxide surface. **Nature**, v.245, p.81-83, 1973.

CASAGRANDE, J.C.; ALLEONI, L.R.F.; CAMARGO, O.A.; ARNONE, A.D. Effects of pH and ionic strength on zinc sorption by a variable charge soil. **Communications in soil science and plant analysis**, v.35, n.15-16, p.2087-2095, 2004.

CHUI, Q.S.H. Uso de vermiculita massapé paulistana como adsorvedora de metais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.1, p.58-63, 2005.

CORNU, S.; BREEZE, D.; SAAD, A.; BARANGER, P. The influence of pH, electrolyte type and surface coating on arsenic (V) adsorption onto kaolinites. **Soil Science Society American Journal**, v.67, n.4, p.1127-1132, 2003.

DIAS, N.M.P.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C.; CAMARGO, O.A. Isotermas de adsorção de cádmio em solos ácidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.2, p.229-234, 2001.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

GARCIA-MIRAGAYA, J.; PAGE, A.L. Influence of ionic strength and inorganic complex formation on sorption of trace amounts of cadmium by montmorillonite. **Soil Science Society of American Journal**, v.40, n.2, p.658-663, 1976.

GOLDBERG, S.; JOHNSTON, C.T. Mechanisms of arsenic adsorption on amorphous oxides evaluated using macroscopic measurements, vibrational spectroscopy and surface complexation modelling. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.234, n.1, p.204-216, 2001.

HARTER, R.D.; SMITH, G. Chemistry in the Soil Environment. Madison:American **Society of Agronomy**, 1981, n.40, p.167-182 (Asa Special Publication).

HOMANN, P.S.; ZASOSKI, R.J. Solution composition effects on cadmium sorption by forest soil profiles. **Journal of Environmental Quality**, v.16, n.2, p.429-433, 1987.

JORDÃO, C. P.; ALVES, N. M.; PEREIRA, J. L.; BELLATO, C. R. Adsorção de íons Cu<sup>2+</sup> em latossolo vermelho-amarelo húmico. **Química Nova**, v. 23, n.1, p.5-11, 2000.

LACIN, O.; BAYRAK, B.; KORKUT, O.; SAYAN, E. Modeling of adsorption and ultrasonic desorption of cadmium (II) and zinc (II) on local bentonite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 292, p. 330-335, 2005.

LEON, A.T.; NUNES, D.G.; RUBIO, J.R. Remoção de íons de metais pesados com bentonitas modificadas. VI SHMMT; XVIII ENTMMME, 2001 – Rio de Janeiro

McBRIDE, M.C. Processes of heavy metal and transition metal sorption by soil minerals. In: BOLT, G.H.; DE BOODT, M.F.; HAYES, M.H.B.; McBRIDE, M.B. (Ed.). **Interactions at the Soil Colloid–Soil Solution Interface**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991, p. 147–175.

MANNING, B.A.; GOLDBERG, S. Adsorption and stability of arsenic (III) at the clay mineral-water interface. **Environmental Science & Technology**, v.31, n.7, p.2005-2011, 1997.

MUSTAFA, G.; SINGH, B.; KOOKANA, R.S. Cadmium adsorption and desorption behaviour on goethite at low equilibrium concentrations: effects of pH and ionic concentrations. **Chemosphere**, v.57, p.1325-1333, 2004.

NAIDU, R.; BOLAN, N.S.; KOOKANA, R.S.; TILLER, K.G. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. **European Journal of Soil Science**, v.45, n.4, p.419-429, 1994.

PAGANINI, W.S.; SOUZA, L.R.G.; CURTI, N.; SILVA, M.L.N.; OLIVEIRA, L.R.; LIMA, J.M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de efluentes por disposição no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v.9, n.3, p.225-239, 2004.

PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; OLIVEIRA, L.R.; CURTI, N.; SILVA, M.L.N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção/dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.1077-1084, 2001

PETRUZZELLI, G.; GUIDI, G.; LUBRANO, L. Ionic strength effects on heavy metal adsorption by soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.16, p.971-986, 1985.

RODRIGUES, M.G.F.; SILVA, M.L.P.; SILVA, M.G.C. Caracterização da argila bentonítica para utilização na remoção de chumbo de efluentes sintéticos. **Cerâmica**, v.50, p.190-196, 2004.

SANCHEZ, A.G.; ALASTUEY, B.; QUEROL, X. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. **The Science of the Total Environment**, v.242, p.179-188, 1999a.

SANCHEZ, A.G.; AYUSO, E.A.; BLAS, O.J. Sorption of heavy metals from industrial waste by low-cost mineral silicates. **Clay Minerals**, v.34, p.469-477, 1999b.

SANTOS, C.P.F.; MELO, D.M.A.; MELO, M.A.F.; SOBRINHO, E.V. Caracterização e usos de argilas bentonitas e vermiculitas para adsorção de cobre (II) em solução. **Cerâmica**, v.48, n.308, p.178-182, 2002.

SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F. Copper adsorption in tropical oxisols. **Brazilian Archives of Biology and Technology** v.46, n.4, p.529-536, 2003.

SODRÉ, F.F.; LENZI, E. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**, v. 24, n.3, p.324-330, 2001.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 234p.