

## REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EMPREGANDO-SE COMO ADSORVENTES: VERMICULITA NATURAL E MODIFICADA

E. Valdiviezo<sup>1</sup>, S. Montes<sup>2</sup>, S.S. Silva<sup>1</sup>

1 – Laboratório de Tratamento de Minérios - Departamento de Mineração e Geologia - Universidade Federal de Campina Grande. Av Aprígio Veloso, 882 – Bloco BS - Cidade Universitária. CEP 58.109-970

Campina Grande - PB - Brasil

E-mail: elbertvaldiviezo @ yahoo.es

2 – Laboratório de Físico Química de Superfícies - Faculdade de Química e Biologia - Universidade de Santiago do Chile. Av Libertador Bernardo O'Higgins, 3363 - Santiago - Chile

### RESUMO

O presente estudo, em escala de laboratório, objetivou a remoção de cádmio e chumbo contidos em efluentes líquidos. O adsorvente empregado foi vermiculita na granulometria de (-0,5+0,3) mm. Esse material consistiu de um concentrado de vermiculita, o qual foi coletado na usina de beneficiamento da União Brasileira de Mineração (UBM), localizada na cidade de Santa Luzia - PB - Brasil. Os ensaios de adsorção foram realizados em um béquer contendo uma solução sintética do metal, a qual era recirculada em um regime de fluxo contínuo através de uma coluna de percolação. Como adsorventes foram empregados vermiculita natural e vermiculita modificada quimicamente. No interior da coluna colocava-se o substrato e as amostragens do efluente eram retiradas em tempos determinados. O controle de pH e temperatura foi realizado no béquer contendo a solução. As concentrações residuais foram analisadas por espectrometria de absorção atômica. Os resultados de adsorção foram expressos através da eficiência de remoção do metal ( $E_r$ ) e da capacidade de carregamento ( $C_c$ ). As maiores eficiências foram observadas quando a vermiculita foi modificada com NaCl do que com outros eletrólitos utilizados como  $\text{NaNO}_3$  ou NaOH. Porém, em todos os casos os valores obtidos foram superiores aos alcançados com vermiculita natural. A vermiculita apresentou maior capacidade de carregamento para o chumbo do que para o cádmio. O mecanismo atuante na adsorção de ambos os metais sobre a vermiculita foi identificado como sendo, principalmente, de troca iônica.

PALAVRAS-CHAVE: metais pesados, adsorção, vermiculita, tratamento de efluentes.

## 1. INTRODUÇÃO

Os metais pesados possuem alta reatividade e por esta razão são dificilmente encontrados no estado puro na natureza. Normalmente se apresentam em baixas concentrações, associados a outros elementos químicos, compondo minerais ou rochas (Oliveira e Luz, 2001). Os metais pesados podem se acumular em todos os organismos que compõem a cadeia alimentícia dos seres humanos. Entre os principais riscos à saúde pode se mencionar que o cádmio causa câncer de próstata, de pulmão e graves lesões nos rins. O chumbo provoca graves lesões renais e cerebrais, tremores (saturnismo). O cromo causa câncer e asma. O níquel provoca câncer de pulmão e o mercúrio gera lesões ao sistema nervoso central. O cobalto causa fibrose pulmonar que pode conduzir ao óbito e o arsênico é um elemento comprovadamente cancerígeno (CMM, 2002).

Entre as principais fontes de contaminação de metais pesados encontram-se as atividades de lavra e processamento mineral já que acarretam riscos de contaminação ao meio ambiente. Dentre elas podem ser citadas a drenagem ácida que promove a dissolução de metais pesados, os quais alcançam as fontes de água superficiais e subterrâneas e as contaminam (Oliveira e Luz, 2001).

As normas da atual legislação ambiental brasileira (Resolução nº 20 do CONAMA – Comissão de Normas do Meio Ambiente, estabelece os limites máximos de metais pesados em corpos de água em  $\text{mg.L}^{-1}$  como sendo de 0,05 para arsênico; 1,0 para bário; 0,001 para cádmio; 0,03 para chumbo; 0,02 para cobre e 0,05 para cromo trivalente e hexavalente; 0,1 para manganês; 0,0002 para mercúrio; 0,025 para níquel; 0,01 para selênio e 0,18 para zinco. Para os descartes industriais descartados em corpos de água, as concentrações limites de metais pesados em  $\text{mg.L}^{-1}$  são de 0,1 para cádmio; 0,5 para chumbo; 0,1 para arsênico; 1,0 para zinco; 0,5 para cobre; 0,005 para mercúrio; 5,0 para cromo; 1,0 para níquel; 0,02 para selênio e prata; 5,0 para bário e 1,0 para manganês (CMM, 2002).

Este trabalho objetivou o estudo em escala de laboratório da remoção de chumbo e cádmio contidos em solução aquosa empregando-se vermiculita modificada, focalizando-se o efeito do tratamento químico e monitorando-se sua capacidade de carregamento com esses metais, em relação à vermiculita “in natura”.

### 1.1. Tratamento de Efluentes Líquidos

Diversos métodos de tratamento de efluentes líquidos têm sido estudados visando atender às exigências ambientais já existentes, bem como se antecipar às restrições futuras (De Leon *et al.*, 2001). Entre os principais métodos podem ser citados: precipitação-sedimentação, extração por solvente, separação por espuma, leito fixo com uso de zeólitas, troca iônica, aeração, tratamento biológico, separação sólido-líquido e adsorção (Feris *et al.*, 2001). A precipitação-sedimentação é o método convencional de remoção de metais pesados; entretanto, do ponto de vista técnico, apresenta diversas limitações como: (a) precipitação dos metais não é completa, (b) instabilidade química dos precipitados formados e (c) obtenção de grandes volumes de lodos contendo altos teores de água (Oliveira e Luz, 2001). Os processos de adsorção com sorventes tradicionais como o carvão ativado e as resinas de troca iônica, são bastante onerosos. O custo das resinas de troca iônica é de 14 a 20 US\$ por kg. Este é um fator econômico decisivo que limita sua utilização em escala industrial. Por esta razão, diversos materiais não convencionais têm sido objeto de estudo (Tápia *et al.*; 2001). Entre os minerais, têm sido estudados a bentonita natural, bentonita ativada e modificada, wollastonita, feldspato, moscovita, biotita, pirita, hematita, dolomita, calcário, carvão, quartzo, apatita, caulinita e outros argilominerais (Farquhar *et al.*, 1997).

O tratamento de efluentes líquidos, contendo metais pesados é atualmente uma área de ampla pesquisa, especialmente, quando se almeja a utilização de partículas sólidas e minerais como sorventes. Muitos desses materiais têm sido recomendados para aplicações industriais. No entanto, há ainda diversos fatores a serem equacionados para implantação industrial desses processos. Existem quatro condições essenciais para que um material ou mineral tenha chance de ser empregado em escala industrial, que são: (a) possuir alta capacidade de sorção, (b) ser de baixo custo, (c) encontrar-se com relativa abundância e (d) apresentar facilidade de recuperação para sua reutilização (De Leon *et al.*, 2001).

### 1.2. Capacidade de Troca Catiônica da Vermiculita

A cela unitária da vermiculita é do tipo 2:1 ou T-O-T, constituída por duas folhas tetraédricas e uma folha octaédrica entre elas. Devido a substituições isomórficas, o mineral apresenta um desequilíbrio de cargas na sua estrutura cristalina, que lhe permite possuir uma capacidade de troca de cátions – CTC (Maia, 1995).

Conforme Grim (1962), o desequilíbrio de cargas é balanceado pelos íons  $Mg^{2+}$ , ou por outros íons, que se posicionam entre duas folhas de tetraedros. Esses íons são hidratados; isto é, são circundados por moléculas de água. De acordo com Assunção (1985), essas folhas de água que separam as camadas T-O-T, ocupam um espaço que é aproximadamente igual à espessura de duas moléculas de água e alojam os cátions trocáveis da vermiculita, que são:  $Mg^{2+}$  e  $Ca^{2+}$ , principalmente, e também  $Na^+$ ,  $K^+$  e  $Al^{3+}$ , entre outros.

A CTC permite ao mineral a troca de cátions, cujo mecanismo é semelhante ao das zeólitas naturais. Esses cátions podem alterar algumas propriedades do mineral sem, no entanto, modificar a sua estrutura cristalina (Maia, 1995). De todos os minerais ou argilominerais conhecidos, a vermiculita apresenta a maior CTC, e este valor encontra-se na faixa de 50 a 250 meq por 100 g do mineral seco (Shinzato *et al.*, 1999).

A vermiculita, apesar de possuir uma destacável CTC, apresenta limitada capacidade de acumulação de metais pesados. No entanto, estudos realizados por outros autores têm revelado que, em alguns minerais como a bentonita, essa capacidade pode ser amplamente superada através de homoionização e intercalação com compostos inorgânicos ou orgânicos específicos (Santos, 1989; De Leon *et al.*, 2001).

### 1.3. Modelo de Adsorção

A isoterma de adsorção, que descreve a relação entre a quantidade adsorvida do metal e sua quantidade remanescente na solução de equilíbrio, é o modelo de Langmuir (Rodrigues *et al.*, 2002). Essa isoterma é representada através da seguinte equação matemática:

$$C_e = \frac{a \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad (1)$$

Sendo  $C_e$  = capacidade de carregamento, expressa em mg do metal por g do sorvente;  $a$  = carregamento máximo do metal, expressa em  $mg \cdot g^{-1}$ ;  $b$  = constante relacionada com a afinidade entre o metal e o adsorvente, expressa em  $L \cdot mg^{-1}$ ;  $C_e$  = concentração de equilíbrio ou concentração final do metal na solução, expressa em  $mg \cdot L^{-1}$ .

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. Amostra

A amostra, um concentrado comercial de vermiculita, foi cedida pela União Brasileira de Mineração (UBM), localizada no município de Santa Luzia - PB, Brasil. O material foi peneirado a seco com a finalidade de separar a fração (-0,5+0,3) mm. Em seguida, o material foi submetido à lavagem, deslamagem e secagem, respectivamente. O produto obtido foi usado nos ensaios de modificação química. A caracterização da amostra foi efetuada através de fluorescência de raios-x (FRX), determinação da CTC, área superficial específica e do teor de vermiculita.

### 2.2. Modificação Química

A modificação química da vermiculita consistiu de intercalação iônica através de homoionização. Nesse tratamento, a amostra na granulometria de (-0,5+0,3) mm, na quantidade de 20 g, era transferida para um bêquer e colocada em contato com 200 mL da solução preparada com um sal inorgânico, na concentração de 2 N. No bêquer, foi colocado vidro de relógio e a suspensão, a temperatura ambiente, foi mantida sob agitação durante 24 h. Em seguida, a suspensão foi filtrada e o material sólido foi lavado repetidas vezes com água bidestilada e secado na estufa a 80 °C durante 24 h. O material seco foi estocado à temperatura ambiente em recipientes plásticos e reservado para os ensaios de adsorção. A solução intercalante foi preparada com um dos seguintes sais: NaCl, NaNO<sub>3</sub>, NaOH, Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O, Mg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O e (CH<sub>3</sub>COO)NH<sub>4</sub>. Os sais empregados tinham pureza em torno de 99,5%. As soluções foram preparadas com água bidestilada. Apenas o NaOH foi preparado na concentração de 0,5 N.

### 2.3. Ensaios de Adsorção

Os ensaios de adsorção, em escala contínua, foram realizados em coluna de 10 cm x 2,5 cm de diâmetro. Inicialmente, foi preparada uma solução estoque de 1000  $mg \cdot L^{-1}$  de Pb ou Cd. Uma solução sintética do metal (250 mL), preparada em uma determinada concentração, foi colocada em um bêquer, a qual com auxílio de uma bomba peristáltica era passada através da coluna com uma vazão de 3,6  $L \cdot h^{-1}$ , recirculada ao bêquer, e assim

sucessivamente. No interior da coluna era colocado o material (2,5 g) e o controle de pH e temperatura (20 °C) foi efetuado no biquêr contendo a solução.

As amostras do efluente (5 mL) eram realizadas em tempos determinados e as concentrações residuais do metal foram analisadas por espectrofotometria de adsorção atômica. O pH inicial da solução e durante o ensaio foi controlado com soluções diluídas de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ou NaOH. As soluções de Pb e Cd foram preparadas a partir de seus sais de nitratos, reagentes de grau analítico com 99,5% de pureza.

A Eficiência de remoção do metal ( $E_r$ ) expressa em porcentagem e a Capacidade de carregamento ( $C_c$ ), em mg do metal removido por g do substrato,  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ , foram determinadas através das seguintes equações :

$$E_r = (C - C_e) / C \times 100 \quad (2)$$

$$C_c = (C - C_e) / S_0 \quad (3)$$

Sendo: C - Concentração inicial do metal na solução, em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $C_e$  - Concentração de equilíbrio ou remanescente do metal na solução, em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $S_0$  - Concentração do substrato na suspensão, em  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ .

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Caracterização da Amostra

A amostra apresentou um teor médio de vermiculita de 85,3 % e a área superficial específica, medida pelo método de BET, foi de  $1,268 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ . Este valor de área superficial é compatível com o referenciado na literatura técnica para vermiculita natural que foi de  $1,893 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$  para um mineral de origem brasileira (Pereira *et al.*, 2001). Os resultados de FRX obtidos com a amostra mostraram a seguinte composição química: SiO<sub>2</sub> (39,43 %); Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (10,95 %); MgO (25,73 %); Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (9,89%); K<sub>2</sub>O (0,39 %); CaO (0,51 %); Na<sub>2</sub>O (não detectado); P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (0,03 %); MnO (0,09 %); TiO<sub>2</sub> (0,77 %) e H<sub>2</sub>O (12,09 %). Esses teores encontram-se dentro o intervalo de composição química estabelecidos para vermiculitas comerciais, de acordo com as normas citadas pela *The Vermiculite Association* (2002). O somatório total dos elementos foi de 99,88 % e o limite de detecção foi de 0,01 %. Os resultados de CTC expressados em  $\text{meq}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$  obtidos para a amostra encontram-se apresentados na Tabela I.

Tabela I. Resultados de CTC da amostra de concentrado de vermiculita.

Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	CTC Total
18,25	97,24	2,07	1,60	0,15	119,31

A CTC determinada para a vermiculita natural ( $119,31 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$ ) se encontra dentro o intervalo citado na literatura técnica que é de 50 a  $250 \text{ meq}\cdot 100 \text{ g}^{-1}$  (Assunção, 1985). No entanto, a CTC é muito variável e depende, entre outros fatores, da geologia do depósito, pureza do mineral, intemperismo, bem como do próprio método usado na determinação, da granulometria, pH do meio, tipo e concentração de íons presentes no meio e não pertencentes ao mineral (Santos, 1989).

#### 3.2. Efeito do Tipo de Eletrólito

A Figura 1 apresenta o efeito de diversos tipos de eletrólitos sobre a  $E_r$  de Pb e Cd. Nessa Figura se observa que de todos os sais usados, o NaCl teve um efeito mais acentuado na  $E_r$  de ambos os metais. Para o Cd, de 43,7 % na vermiculita natural aumentou para 85,8 % na vermiculita modificada com NaCl. Para o Pb, a  $E_r$  de 71,5 % na vermic-nat passou para 99,3 % na vermic-NaCl. Com os outros sais, como NaNO<sub>3</sub>, NaOH e Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, com exceção do AcNH<sub>4</sub> e do Mg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, foram obtidas  $E_r$  maiores, em comparação à vermic-nat, embora os valores foram menores em relação à vermiculita modificada com NaCl.

A modificação química do mineral com sais inorgânicos assim como a adsorção de metais pesados foi possível devido à CTC da vermiculita. Nesse mecanismo, os íons (cátions e ânions) em meio aquoso são adsorvidos pelo mineral (trocador iônico) e substituem quantidades equivalentes de outros íons pertencentes ao mineral e liberados ele (Santos, 1989; Tápia *et al.*, 2001). Com base nestes resultados, foi selecionada a vermic-NaCl na continuidade do estudo, no intuito de se avaliar alguns parâmetros relevantes como tempo de percolação e pH, entre outros.

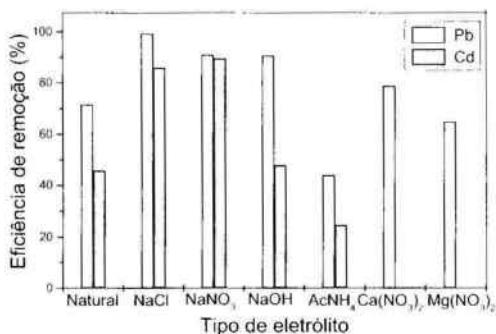


Figura 1. Efeito do tipo de eletrólito sobre a  $E_r$  de Pb e Cd empregando-se vermiculita modificada quimicamente. Concentração inicial do metal =  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ ; pH = 4,5; tempo de percolação = 2 h.

### 3.3. Efeito do Tempo de Percolação

Os resultados de cinética de adsorção de Pb e Cd estão apresentados na Figura 2. Para se determinar o efeito do tempo de tratamento do efluente através da coluna sobre a  $E_r$  de ambos os metais, foram retiradas alíquotas no período de 0 a 6,0 horas. Nessa figura, observa-se um marcado efeito do tempo de percolação sobre a adsorção desses metais, verificando-se uma cinética muito mais rápida na primeira hora que, em termos de eficiência alcançou 92,9 % para Pb e 73,1 % para Cd.

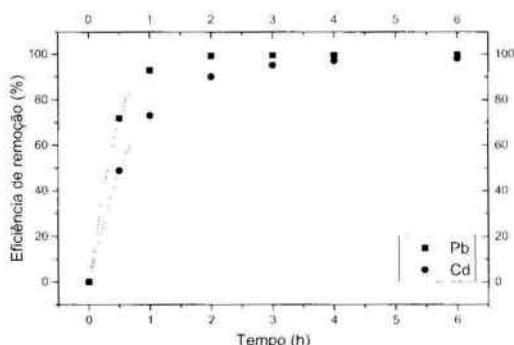


Figura 2. Efeito do tempo de percolação sobre a  $E_r$  de Pb e Cd empregando-se vermic-NaCl. Concentração inicial do metal =  $200 \text{ mg.L}^{-1}$ ; pH = 4,5.

As curvas assumem valores praticamente constantes a partir de um tempo de percolação, de 2 h para o Pb e de 3 h para o Cd. Após um período de 4 h, a concentração de Pb no efluente foi de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ , ou 0,5 ppm. Este valor é estabelecido pela atual legislação brasileira como sendo a concentração tolerável desse metal para despejos industriais (C1MM, 2002).

### 3.4. Efeito do pH

Ensaio de adsorção de Pb e Cd sobre vermic-NaCl foram realizados em diversos valores de pH e os resultados estão apresentados na Figura 3. Para o Cd, os ensaios foram efetuados na faixa de pH entre 2,5 e 6,5. Para o Pb, a precipitação do metal no efluente foi observada em valores menores a 2,5 e maiores que 6,5. Em baixos valores de pH, provavelmente, se intensificaria a formação de sulfatos metálicos, gerados da reação com o ânion  $\text{SO}_4^{2-}$ , usado como  $\text{H}_2\text{SO}_4$  no controle do pH. Com o aumento do pH, a formação de hidróxidos complexos metálicos, seria facilitada devido à reação do Pb com o ânion  $\text{OH}^-$ , empregado como NaOH para o ajuste do pH. Segundo o diagrama de especiação do Pb(II) em meio aquoso na concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , em pH 4,5 a espécie predominante é  $\text{Pb}^{2+}$  e a formação da espécie neutra  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  ocorre a partir de um pH 7,0 (Montes *et al.*, 2004).

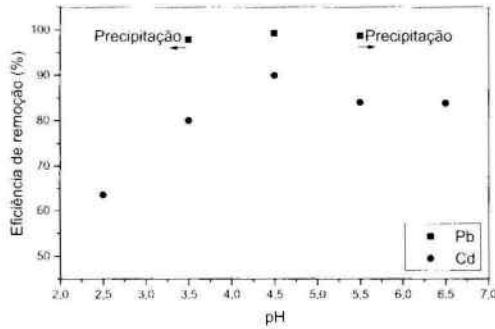


Figura 3. Efeito do pH sobre a E<sub>r</sub> de Pb e Cd empregando-se vermic-NaCl. Concentração inicial do metal = 200 mg.L<sup>-1</sup>; tempo de percolação = 2 h.

Para o Cd, foi verificado que a E<sub>r</sub> diminui significativamente em valores de pH menores que 3,5. Diversos estudos têm apontado como sendo um comportamento típico, especialmente, quando os sorventes são argilominerais, micas ou zeólitas naturais (Farquhar *et al.*, 1997; Rubio e Tessele, 1997). Esse comportamento deve-se a que baixos valores de pH, há uma alta concentração de íons H<sup>+</sup>, no qual o efeito de competição seria mais acentuado em relação ao Cd ou Pb e, portanto, possuem maior facilidade de substituir os cátions naturalmente trocáveis do mineral.

### 3.5. Efeito da Concentração

O efeito da concentração de equilíbrio de Pb no efluente sobre a capacidade de carregamento (C<sub>e</sub>) foi avaliado e os resultados estão apresentados na Figura 4. Com base nos dados da isoterma de adsorção e a equação 1 (modelo de Langmuir), foi determinada uma capacidade de carregamento máxima de a = 73,6 mg.g<sup>-1</sup>, o que representaria que por cada tonelada de vermiculita seriam removidos 73,6 kg de Pb. A partir da isoterma de adsorção correspondente ao Cd, mostrada na Figura 5, foi obtida uma capacidade de carregamento máxima de a = 23,9 mg.g<sup>-1</sup>, o que representaria que 23,9 kg de Cd seriam abstraídos por cada tonelada de vermiculita.

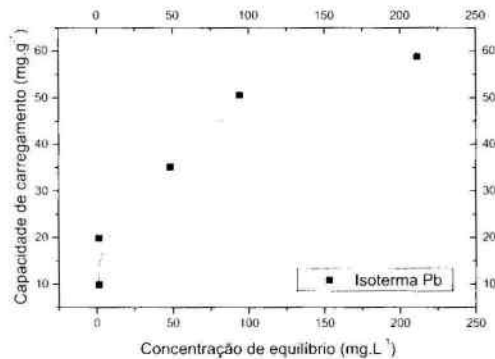


Figura 4. Efeito da concentração de equilíbrio sobre a C<sub>e</sub> de Pb empregando-se vermic-NaCl. Tempo de percolação = 2 h; pH = 4,5.

A capacidade de carregamento máxima corresponde a 73,6 e 23,9 meq (miliequivalentes) do metal por cada 100 g de vermiculita, para o Pb e Cd, respectivamente. A CTC total determinada para o mineral "in natura" foi de 119,31 meq.100 g<sup>-1</sup> de vermiculita. Como a capacidade de carregamento máxima do Pb e Cd é, em ambos os casos, menor que a CTC total do mineral, o mecanismo de adsorção é caracterizado, inteiramente, como sendo de troca iônica. O mecanismo de adsorção de Pb e Cd atuante na vermiculita, pode ser comparado como sendo semelhante ao das zeólitas naturais (Bailey *et al.*, 1999). Outros estudos realizados por diversos autores, encontraram que a capacidade de carregamento máxima de Cd sobre calcita foi de 5,50 mg.g<sup>-1</sup> (García Sánchez *et al.*, 2002); para bentonita natural foi de 6 mg Pb.g<sup>-1</sup>; para bentonita modificada com aditivos orgânicos foi de 58 mg Pb.g<sup>-1</sup>; para bentonita tratada termicamente foi de 16,50 mg Cd.g<sup>-1</sup> e para carvão ativado foi de 2,95 mg Pb.g<sup>-1</sup> (Bailey *et al.*, 1999). Os resultados

obtidos neste trabalho foram muito satisfatórios quando comparados aos dos referidos estudos, nos quais foram empregados minerais como sorventes.

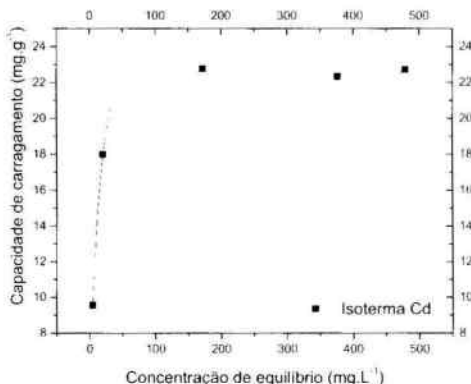


Figura 5. Efeito da concentração de equilíbrio sobre a  $C_e$  de Cd empregando-se vermic-NaCl. Tempo de percolação = 2 h; pH = 4,5.

Os resultados de linearização e dos parâmetros da isoterma encontram-se apresentados na Tabela 3. Os parâmetros da isoterma de Langmuir foram determinados com base nos dados experimentais mostrados nas Figuras 4 e 5. Os dados experimentais foram linearizados empregando-se o método de ajuste linear por mínimos quadrados.

Tabela II. Parâmetros de regressão de ajuste linear e parâmetros da isoterma de Langmuir para Pb e Cd.

Cátion	R	SD	a (mg.g <sup>-1</sup> )	b (L.g <sup>-1</sup> )
Pb	0,9978	0,1595	73,57	0,0189
Cd	0,9998	0,1614	23,87	0,1531

Sendo R – coeficiente de correlação linear; SD – desvio padrão; a – capacidade de carregamento máxima do metal; b – constante relacionada com a afinidade entre o metal e o sorvente.

A forma das isotermas de adsorção para ambos os metais, de acordo com a classificação de Giles *et al.*, citado por García Sánchez *et al.*, (2002), são do tipo “L”. Essas isotermas foram ajustadas adequadamente utilizando-se o modelo de Langmuir e representam cinéticas de primeira ordem.

#### 4. CONCLUSÕES

A vermiculita modificada quimicamente com sais inorgânicos e, em especial com NaCl, apresentou-se como um sorvente de grande potencial no tratamento de efluentes líquidos contendo os metais Pb e Cd, devido à obtenção de uma capacidade de carregamento muito superior às de outros sorventes minerais. A modificação com NaCl da vermiculita bem como a adsorção de Pb e Cd foi possível graças à especial propriedade de troca iônica do mineral. Apresenta ainda, outras vantagens como sua relativa abundância e baixo custo, já que pode ser obtida a partir dos rejeitos de usinas de processamento, em granulometrias menores que 0,5 mm, dispensando portanto operações de cominuição.

#### 5. AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa para realização de estágio pós-doutoral no exterior a E. Valdiviezo e concessão de bolsa de mestrado no país a S. S. Silva. À Srta. Márcia Kélry de S. Pontes pelo apoio na editoração do texto.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Assunção, L.M.C. 1985. Estudos da expansão e caracterização de vermiculitas nordestinas. Dissertação de mestrado em Engenharia Química, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande - PB, Brasil.
- Bailey, S.E.; Olin, T.J.; Bricka, R.M. & Adrian, D.D. 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Resources*, 33(11): 2469-2479.
- CIMM – Centro de Informação de Metal Mecânica. 2002. Meio Ambiente. Home page: [www.cimm.com.br:8080/cgi-win/construt.cgi](http://www.cimm.com.br:8080/cgi-win/construt.cgi). 1-21.
- De Leon, A.T.; Nunes, D.G. & Rubio, J. 2001. Remoção de íons de metais pesados com bentonita modificada. *Anais do XVIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*, v.3, Rio de Janeiro, Brasil, 464-470.
- Farquhar, M.L.; Vaughan, D.J.; Hughes, C.R.; Charnock, J.M. & England, K.E.R. 1997. Experimental studies of the interaction of aqueous metal cations with mineral substrates: Lead, cadmium and copper with perthitic feldspar, muscovite and biotite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(15): 3051-3054.
- Féris, L.A.; Souza, M.L. & Rubio, J. 2001. Aproveitamento de subprodutos de beneficiamento de carvão mineral no tratamento de efluentes líquidos. *Anais do XVIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*, v.3, Rio de Janeiro, Brasil, 436-442.
- García-Sánchez, A. & Alvarez-Ayuso, E. 2002. Sorption of Zn, Cd and Cr on calcite: Application to purification of industrial wastewaters. *Minerals Engineering*, 15:539-547.
- Grim, R.E. 1962. *Clay Mineralogy*. McGraw Hill Book Co. Inc., New York, EUA, 1-384.
- Montes, S.; Cortes, M.; Valero, E. & Valdiviezo, E. 2004. Remoción de Pb(II) de soluciones acuosas mediante el uso de corteza de pino radiata natural y activada químicamente. *Anais do XX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*, v.2, Florianópolis, Brasil, 493-498.
- Oliveira, A.P.A. & Luz, A.B. 2001. Recursos hídricos e tratamento de águas na mineração. *Série Tecnologia Ambiental, CETEM/MCT*, Rio de Janeiro, Brasil, 24:1-36.
- Pereira, W.C.; Santos, R.L.C. & Villas Boas, R.C. 2001. Caracterização de sorvente multifuncional para tecnologia de efluentes gasosos: Retenção de elementos potencialmente contaminantes. *Anais do XVIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*, v.3, Rio de Janeiro, Brasil, 392-398.
- Rodrigues, R.F.; Leão, V.A.; Silva, C.A. & dos Anjos, A.S. 2002. Adsorção de cádmio em biomassa seca e tratada químicamente. *Anais do XIX Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*, v.2, Recife, Brasil, 312-317.
- Rubio, J. & Tessele, F. 1997. Removal of heavy metal ions by adsorptive particulate flotation. *Minerals Engineering*, 10(7):671-679.
- Santos, P.S. 1989. *Ciência e Tecnologia de Argilas*. v.1. Ed. E. Blücher, São Paulo, Brasil, 1-809.
- Shinzato, M.C.; Hipólito, R. & Valarelli, J.V. 1999. Utilização de vermiculitas na retenção de íons metálicos. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71:339-407.
- Tápia, P.; Pavez, O.; Ardiles, A. & Tápia, P.C. 2001. Efectividad de diversos materiales en la remoción de cobre por adsorción. *Anais do XVIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*, v.3, Rio de Janeiro, Brasil, 455-458.