

# ADSORVENTES NATURAIS: POTENCIALIDADES E APLICAÇÕES DA ESPONJA NATURAL (*Luffa cylindrica*) NA REMOÇÃO DE CHUMBO EM EFLUENTES DE LABORATÓRIO

## ► Resumo

Neste trabalho foram enfatizadas as potencialidades dos adsorventes naturais como materiais alternativos para remoção de metais provenientes de efluentes. Estes materiais são particularmente úteis principalmente devido aos seus reduzidos custos e abundância. Como exemplo, a esponja natural (*Luffa cylindrica*) foi empregada na remoção de Pb presente em efluentes aquosos. De acordo com os estudos adsorptivos, o pH ótimo de adsorção, bem como o tempo de agitação requerido para atingir o equilíbrio de adsorção foram de 6 e 20 min, respectivamente. Com base nos dados adquiridos a partir isotermas de adsorção aplicada ao modelo de Langmuir, o valor da capacidade máxima de adsorção do Pb na esponja natural foi de 9,20mg g<sup>-1</sup>. Quando foram tratados 100mL do efluente de laboratório usando uma massa de 6g de esponja, mais de 98% do Pb (na concentração de 10,20mg L<sup>-1</sup>) foi adsorvido. Nestas condições, o efluente tratado apresentou uma concentração (0,17mg L<sup>-1</sup>) abaixo do limite máximo permitido pelo CONAMA (0,5mg L<sup>-1</sup>).

Palavras-chave: Materiais naturais, tratamento de efluentes, metais tóxicos

## ► Summary

The potentialities of natural adsorbents as alternative materials for metal removal from effluents were emphasized in this work. These materials are particularly useful mainly due to their low costs and abundances. As example, the natural sponge (*Luffa cylindrica*) was employed on Pb removal from aqueous effluents. According to adsorptive studies, the optimal adsorption pH value as well as shaking time required to reach the adsorption equilibrium were 6 and 20 min, respectively. Based on data obtained from adsorption isotherm applied to Langmuir model, the maximum adsorption capacity for Pb on natural sponge was 9.20mg g<sup>-1</sup>. When treated 100mL laboratory effluents using a sponge mass of 6g, more than 98% Pb (at 10.2mg L<sup>-1</sup> concentration) was adsorbed. At these conditions, the treated effluent presented a concentration (0.17mg L<sup>-1</sup>) below to that maximum allowed by the CONAMA (0.5mg L<sup>-1</sup>).

Keywords: Natural materials, effluent treatment, toxic metals

César R. T. Tarley  
Marco A. Z. Arruda\*

UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas  
Instituto de Química,  
Departamento de Química Analítica  
Grupo de Espectrometria,  
Preparo de Amostras e Mecanização (GEPAM)

\*Autor para correspondência:  
UNICAMP  
Caixa Postal: 6154  
CEP:13083-862. Campinas. SP  
Fone: (19) 3788-3089  
Fax: (19) 3788-3023  
E-mail:zezzi@iqm.unicamp.br

## Introdução

A presença de substâncias químicas potencialmente tóxicas em concentrações elevadas nos solos, ar e nos ecossistemas aquáticos é resultado direto do avanço da industrialização e da urbanização. A emissão de gases tóxicos, por veículos automotores e por indústrias, como por exemplo, o monóxido de carbono (CO) e o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), bem como os pesticidas e fertilizantes oriundos de atividades agrícolas, são exemplos de fontes de poluição ambiental por substâncias químicas. Além desses, há também os poluentes provenientes de indústrias têxteis como os corantes, bem como àqueles resultantes de indústrias petroquímicas (1). Ainda, no âmbito de poluição ambiental provocada por substâncias tóxicas, destacam-se os metais tóxicos como o cádmio, chumbo, zinco, mercúrio, entre outros. Tais espécies químicas podem ser encontradas em concentrações elevadas no ar, devido à incineração de lixo urbano e industrial que provoca a sua volatilização e formam cinzas ricas em metais, ou em corpos d'água por meio da emissão de efluentes industriais, principalmente de indústrias metalúrgicas e, ainda, por laboratórios que não efetuam o tratamento do efluente.

Ao contrário das substâncias orgânicas, os metais tóxicos por não serem degradados biologicamente ou quimicamente, se afiguram como os elementos mais nocivos ao meio ambiente. O efeito tóxico provocado por parte dos metais tóxicos revela a preocupação com esta classe de poluente. Em especial, cita-se a toxicidade pronunciada pelo chumbo. Doenças no sistema nervoso, diminuição da produção de espermatozoides, diminuição das habilidades intelectuais, além de câncer nos sistemas digestivo e respiratório, são algumas anomalias causadas pela exposição crônica ao chumbo (2). Ainda, várias enzimas perdem suas atividades na presença deste elemento, como é o caso das enzimas responsáveis pela biossíntese de substâncias que inibem a incidência de anemia. O chumbo também tem-se revelado um inibidor do metabolismo de cálcio, interferindo indiretamente na síntese da vitamina D.

Diante do caráter tóxico por parte de alguns metais, fez-se necessário o estabelecimento de normas para o descarte de efluentes. Os valores máximos permitidos desses metais que podem estar em um determinado efluente são estabelecidos por entidades ambientais de âmbito internacional (EPA - Environmental Protection Agency) e nacional (CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente) (3, 4). Assim, para alcançar os padrões de emissão de efluentes é necessário efetuar um tratamento do resíduo antes que o mesmo possa ser descartado; porém, convém lembrar que as formas que os metais encontram-se em solução, determinam o tratamento específico a ser escolhido ou a adaptação de um tratamento convencional.

Os graves problemas ambientais gerados pelo aumento considerável dos descartes de efluentes industriais contami-

nados com metais tóxicos nos rios e mares, aliados às leis ambientais cada vez mais rigorosas, estimularam as pesquisas nesta área.

Dentre os métodos mais empregados para a descontaminação de efluentes contendo metais tóxicos, citam-se os processos de troca iônica, adsorção por carvão ativado, separação por membrana, processos biológicos, eletroquímicos e a neutralização/precipitação química (5).

Os processos que envolvem troca iônica e adsorção sobre carvão ativado, comumente utilizados por indústrias, são relativamente caros, pois envolvem alto custo de equipamento e operação. Já o processo de separação através de membrana possui uso limitado devido ao seu elevado custo, complexidade do processo e, principalmente, no tratamento de efluentes que contenham elevadas concentrações de metais (6).

Com respeito aos tratamentos biológicos de efluentes que empregam bactérias, estes também não são indicados para efluentes com alta carga de metais tóxicos e, além disso, a manutenção da nutrição das bactérias possui custos relativamente altos. A remediação por processos eletroquímicos, por outro lado, é eficiente para efluentes com alta carga de metais tóxicos, porém, o capital de investimento é muito elevado e, ainda, requer profissionais qualificados para operar o tratamento (7).

Atualmente, o processo de tratamento de efluentes mais empregado, principalmente em laboratórios de pesquisa é a neutralização/precipitação química, se caracteriza por sua simplicidade e baixo custo. Trata-se da adição de hidróxido de sódio (NaOH) ao efluente até atingir o pH de neutralização. Com a formação dos precipitados de hidróxidos metálicos, estes são filtrados e, em seguida, incinerados ou dispostos em aterros industriais. A incineração promove somente uma mudança de fase dos compostos, não eliminando completamente o problema ambiental, e os aterros industriais não apresentam garantias de contaminação futuras em águas subterrâneas. Além disso, o processo de neutralização/precipitação química não é adequado para aqueles metais pesados que exibem elevados produtos de solubilidade na forma de hidróxidos. Em muitos casos é necessário elevar o pH do efluente, ou adicionar floculantes a base de sais de alumínio para garantir a máxima precipitação dos metais. Dependendo ainda do estado de oxidação do metal, é necessário levá-lo à uma forma menos solúvel para promover sua precipitação, como por exemplo, a redução do Cr(VI) para Cr(III).

Diante das considerações mencionadas, constata-se que o desenvolvimento de novas abordagens visando à redução de custos e eficiência no tratamento se faz necessário. Dentro deste contexto, é dada ênfase a pesquisa por novas tecnologias envolvendo processos de biossorção.

Os materiais naturais mais empregados na adsorção de metais incluem algas, microorganismos, materiais compostados e materiais lignocelulósicos, tais como, bagaço de cana, casca de amendoim, de soja e de algodão (8). Tais materiais são constituídos basicamente por macromoléculas como substâncias húmicas e fúlvicas, lignina, celulose, hemicelulose e proteínas, as quais possuem sítios adsorptivos, tais como grupos carbonílicos, carboxílicos, amina e hidroxilas, capazes de adsorverem os metais por fenômenos de troca iônica ou de complexação. O emprego dos materiais naturais torna-se ainda relevante, pois em alguns casos estes são considerados resíduos agroindustriais, os quais em sua maioria representam, dependendo do volume produzido, um problema ambiental como é o caso da casca de arroz.

É importante ressaltar que a capacidade apresentada pelos materiais naturais em adsorver metais é um parâmetro fundamental para seu uso como adsorvente alternativo. Além disso, durante a escolha de um material adsorvente natural, deve-se considerar primordialmente o baixo custo, facilidade de obtenção e abundância do referido material.

Embora a aplicação dos materiais alternativos na adsorção de metais tóxicos em efluentes industriais e, principalmente, de laboratórios de pesquisa seja escassa, alguns trabalhos evidenciam que esta estratégia apresenta potencial.

Segundo dados compilados por Ajamal et al. (9) o uso de bagaço de laranja como um adsorvente alternativo se mostrou eficaz na remoção de Ni em efluente de galvanoplastia, onde mais de 93% do referido metal foi adsorvido. Estudos similares têm sido executados com o emprego de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes*) na remoção de Pb em efluentes provenientes de indústrias de baterias (10). Segundo os autores, cerca de 99% de Pb na concentração de 4,45mg L<sup>-1</sup> foi removido.

Estudos efetuados por Jordão et al. (11) revelaram a eficácia do emprego de vermicomposto na remoção de Cd, Cr, Cu, Ni, e Zn presentes em efluentes de indústria de galvanoplastia. Também, cabe ressaltar que nosso grupo de pesquisa tem estudado extensivamente este material humificado. Matos e Arruda (12) empregaram o vermicomposto no tratamento de efluentes de laboratório visando a remoção de Cd, Cu, Pb e Zn. Os resultados indicaram que o referido material apresenta elevada capacidade de adsorção para os metais mencionados e, ainda, considerando o reduzido custo envolvido no tratamento, pode-se inferir que o uso do vermicomposto se afigura atraente em substituição ao tratamento convencional (precipitação química). Neste mesmo segmento, Pereira e Arruda (13), realizaram um estudo minucioso do vermicomposto, envolvendo sua caracterização por várias técnicas espectroscópicas, onde foi possível elucidar os principais grupos químicos responsáveis pela adsorção de

espécies metálicas. Neste estudo, os autores também constataram que o vermicomposto apresenta potencial como material alternativo na pré-concentração de metais.

Em consonância com os trabalhos mencionados, o presente trabalho visa propor a esponja natural (*Luffa cylindrica*) como um adsorvente alternativo aos métodos atuais de tratamento de efluentes de laboratório contendo metais tóxicos, em especial o Pb. A esponja natural apresenta características marcantes para seu uso, pois possui elevada porosidade (condições propícias em processos adsorptivos), facilidade de obtenção e, por ser um material lignocelulósico, contém espécies capazes de reter metais, tais como, lignina, celulose e hemicelulose. Até o momento, o único emprego deste material refere-se as aplicações medicinais ou como suporte de microorganismos em reatores (14).

## Experimental

### Instrumentação

Os experimentos foram realizados empregando os equipamentos citados abaixo:

- Espectrômetro de absorção atômica com chama, modelo AAAnalyst 300 (Perkin Elmer, Norwalk, EUA) equipado com lâmpada de deutério como corretor de fundo
- Bomba peristáltica, modelo IPC (Ismatec, Zurique, Suíça)
- Potenciômetro, modelo DM20 (Digimed, São Paulo, Brasil)
- Jogo de peneiras 25-600µm
- Sistema deionizador Milli-Q (Monshein, França) e destilador sub-ebulição de quartzo (Marconi, Piracicaba, Brasil)
- Coluna de vidro (3,4 cm X 25 cm)

### Padrões, reagentes e amostras

Todos os reagentes utilizados no desenvolvimento deste trabalho possuem grau analítico e, ainda, todas as soluções foram preparadas utilizando água destilada/deionizada.

A esponja natural (*Luffa cylindrica*) (Figura 1) utilizada neste trabalho foi adquirida em estabelecimentos comerciais da cidade de Campinas - SP. Para a obtenção de partículas uniformes, a esponja foi triturada por 10 min com auxílio de um multiprocessador Mega Master Pro (Walita, São Paulo, Brasil) e peneirada até obtenção de partículas com diâmetro  $\leq 355\mu\text{m}$ . Com este material, foram realizados os estudos de adsorção em batelada incluindo a construção da isoterma. A esponja natural empregada na remoção de Pb no efluente laboratorial não sofreu nenhum tipo de moagem ou limpeza.

O efluente laboratorial empregado neste trabalho era constituído de soluções aquosas de metais utilizadas para construção de curvas analíticas, resíduos de processos de decomposição de amostras e/ou suspensões, além de compostos orgânicos usados para extração de metais em amostras biológicas.



**Figura 1.** a) Corte transversal da esponja natural (*Luffa cylindrica*) e b) morfologia interna da esponja natural com 16 vezes de aumento.

#### Estudos adsorptivos e isoterma de adsorção para o Pb

Para a construção da isoterma de adsorção, inicialmente é necessário otimizar as variáveis pH e tempo de contato pertinentes ao fenômeno de adsorção. Assim, os valores estudados para o pH foram de 2, 4, 6 e 8, e os tempos de contato foram 5, 20, 35 e 50 min. Estes experimentos foram realizados em frascos de polietileno fechados, onde 50mg da esponja natural com diâmetro de partícula  $\leq 355\mu\text{m}$  foram agitados à temperatura ambiente com 50mL de solução de Pb  $25\text{mg L}^{-1}$ , sendo o sobrenadante posteriormente analisado por FAAS.

Na otimização propriamente dita do processo de adsorção, empregou-se como ferramenta estatística o planejamento fatorial  $3^2$  (com as melhores respostas adsorptivas obtidas), bem como a metodologia de superfície de resposta, o que permitiu selecionar a combinação de níveis ótimos que fariam com que o rendimento adsorptivo fosse o melhor para um determinado conjunto de condições.

Finalizada a otimização das variáveis, a isoterma de adsorção do Pb em esponja natural foi construída de acordo com o modelo de Langmuir. Este modelo permite verificar graficamente a quantidade máxima de matéria do adsorvato que pode ser adsorvida numa dada massa de adsorvente. Nestes experimentos, 50mg do material adsorvente dispostos em frascos de polietileno fechados e a temperatura ambiente foram agitados com 50mL de soluções de Pb em concentrações crescentes de 1,5 a  $300\text{mg L}^{-1}$ . Posteriormente, a concentração de Pb presente no sobrenadante foi determinada por FAAS.

A isoterma foi obtida lançando-se no eixo da abscissa, a concentração do sobrenadante, enquanto que no eixo da ordenada foi lançada a quantidade de matéria (mg) do metal adsorvido pela massa (g) do adsorvente. A massa do metal adsorvido foi calculada subtraindo-se a concentração da solução de trabalho antes e após a agitação e multiplicando-se o valor obtido pelo volume da solução (0,05L). Com os resultados adquiridos, a linearização da isoterma de acordo

com o modelo de Langmuir, permitiu a obtenção do valor da capacidade máxima de adsorção da esponja natural pelo Pb.

#### Estudo sobre a remoção de Pb em efluente de laboratório

Com intuito de simplificar e viabilizar a remoção do Pb em efluente laboratorial, o formato cilíndrico da esponja natural permitiu que a fosse empregada in natura, ou seja sem qualquer tratamento físico (moagem). Além disso, apenas a vazão de percolação da amostra foi otimizada ( $2$  a  $8\text{mL min}^{-1}$ ), já que o pH foi extraído dos estudos em batelada. Neste experimento, conduzido em coluna de vidro ( $3,4\text{ cm} \times 25\text{ cm}$ ) acoplada a uma bomba peristáltica, 100mL de solução de Pb contendo  $100\text{mg L}^{-1}$  foram percoladas sobre 2g de esponja.

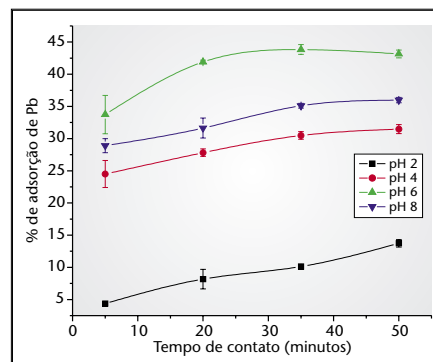
Após a otimização da vazão de percolação, deu-se seqüência ao tratamento do efluente de laboratório. Para tanto, o pH do efluente foi inicialmente corrigido com NaOH para um valor otimizado e, em seguida, a concentração de Pb antes e após o tratamento foi determinada por FAAS.

O tratamento foi realizado utilizando-se o mesmo sistema de coluna já mencionado, onde 100mL do efluente foram percolados pela coluna contendo individualmente massas crescentes da esponja natural. Este procedimento foi executado até o efluente da coluna atingir uma concentração de Pb abaixo ou igual ao padrão de emissão em corpos d'água estipulado pelo CONAMA ( $0,5\text{mg L}^{-1}$ ).

## Resultados e Discussão

#### Estudos adsorptivos e isoterma de adsorção para o Pb

O comportamento adsorptivo do Pb na esponja natural mostra elevada dependência do pH (Figura 2). Em condições mais acentuadas de acidez (pH 2) a protonação dos sítios adsorptivos dificulta, por repulsão eletrostática, a interação com íons  $\text{Pb}^{2+}$ . Já em valores superiores de pH, foram notados aumentos acentuados nos percentuais de adsorção da espécie  $\text{Pb}^{2+}$  pela esponja, onde a faixa ótima do pH de adsorção se encontra entre 6 e 7. O decréscimo do percentual de adsorção em pH 8 possivelmente está associado à formação de pequenos núcleos de precipitação de  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ .



**Figura 2.** Comportamento da adsorção Pb em esponja natural em diferentes valores de pH (2, 4, 6, e 8) e tempo de contato (5, 20, 35 e 50 min). Determinações feitas em triplicata.

**Tabela 1.** Resultados do perfil adsorativo do Pb em esponja natural.

Ensaio	pH	Tempo	% de adsorção (replicatas)			Média	DPR (%)
1	-1	-1	28,43	27,27	27,74	27,82	2,09
2	0	-1	42,20	41,67	41,89	41,92	0,63
3	1	-1	30,64	30,86	33,44	31,64	4,92
4	-1	0	30,57	27,27	27,74	30,49	1,98
5	0	0	42,99	44,40	44,14	43,84	1,71
6	1	0	34,92	34,88	35,53	35,11	1,04
7	-1	1	30,87	32,25	31,35	31,49	2,21
8	0	1	43,43	42,46	43,56	43,15	1,39
9	1	1	36,36	35,53	36,06	35,98	1,17

Os níveis -1, 0 e 1, correspondem, respectivamente, aos valores de pH 4, 6 e 8, e ao tempo de contato de 20, 35 e 50 min; DPR = Desvio padrão relativo.

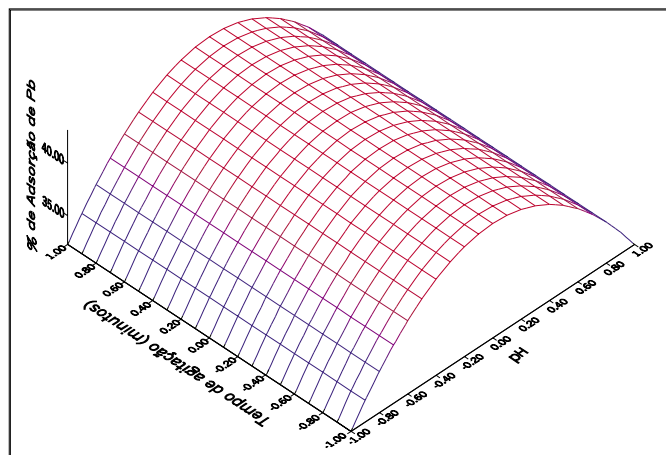
De maneira geral, a adsorção de metais em materiais lignocelulósicos próxima da neutralidade pode ser atribuída em parte aos sítios adsorativos presentes na celulose. Além disso, neste pH, a adsorção é favorecida com proteínas ou aminoácidos contendo grupos funcionais ácidos, tais como, ácido aspártico, ácido glutâmico, cisteína, lisina, etc, cujo  $pK_{as}$  se encontram na faixa de 4,4 a 10,0 (15).

No que diz respeito ao tempo de contato, constata-se incrementos no percentual adsorativo do Pb quando o tempo é alterado de 5 a 50 min, principalmente em valores mais acentuados de pH. O tempo de contato requerido entre o adsorvente e o adsorvato para atingir a condição de equilíbrio é de fundamental importância para compreender os processos envolvidos durante a adsorção. Quando processos adsorativos ocorrem rapidamente, em sua grande maioria estes estão associados com o fenômeno de troca iônica, enquanto que, processos menos específicos, como por exemplo, os de complexação, os tempos envolvidos são consideravelmente maiores (16). De acordo com a Figura 2, cerca de 20 min são suficientes para atingir o equilíbrio de adsorção do Pb entre a fase líquida e sólida. Assim, pode-se inferir que o fenômeno de adsorção que ocorre na esponja se dá por troca iônica.

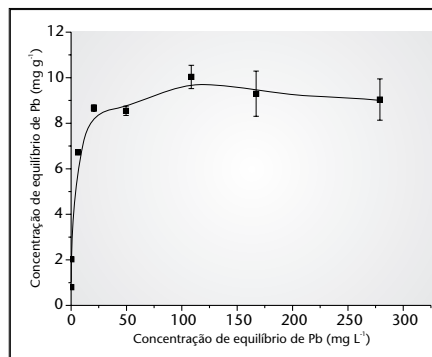
Embora os resultados acerca do perfil de adsorção do Pb na esponja apontem para uma condição ótima de pH e tempo de agitação, o emprego do planejamento fatorial  $3^2$  bem como a metodologia de superfície de respostas foram fundamentais para atingir as condições ótimas de adsorção. O planejamento fatorial foi realizado com os melhores níveis de pH (4, 6 e 8) e de tempo de contato (20, 35 e 50 min). Na Tabela 1, são apresentadas as combinações empregadas no planejamento fatorial  $3^2$ , bem como seus respectivos resultados adsorativos.

A fim de obter as condições adsorativas ideais, o tratamento matemático dos dados adquiridos nestes ensaios fatoriais forneceu uma equação de ordem quadrática (1) que relaciona o efeito das variáveis em estudo (pH e tempo de contato) na resposta adsorativa (% de adsorção), conforme segue abaixo:

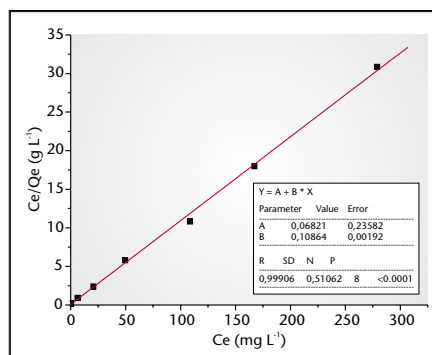
$$\% \text{ de adsorção de Pb} = 43,14 - 10,88 \times \text{pH}^2 \quad (1)$$



**Figura 3.** Superfície de resposta da % de adsorção do Pb em esponja natural.



**Figura 4.** Isoterma de adsorção para o Pb em esponja natural. Determinações feitas em triplicata.



**Figura 5.** Linearização da isoterma de adsorção para o Pb em esponja natural, aplicada ao modelo de Langmuir.

A partir da equação que representa o efeito das variáveis em estudo, foi construída a superfície de resposta conforme a Figura 3, a qual permite constatar a pronunciada influência do pH na resposta adsortiva.

Para a obtenção do pH ótimo de adsorção, a equação citada foi derivada, e o termo à esquerda igualado a zero. A transformação do resultado obtido (escala não normalizada) em escala de pH indica que a condição ótima de adsorção do Pb na esponja natural ocorre em pH 6. Assim, a isoterma de adsorção (Figura 4) foi construída em pH 6 com um tempo de agitação de 20 min, uma vez que este último parâmetro não provocou alteração, dentro dos níveis estudados, no perfil adsortivo.

A análise dos dados da isoterma é importante para desenvolver uma equação que represente realmente os resultados. Existem vários modelos apresentados na literatura para descrever os dados experimentais das isotermas de adsorção. O modelo de Langmuir é o mais freqüentemente usado para descrever isotermas para aplicação em tratamento de águas e efluentes (17,18).

Considerando que a isoterma de adsorção do Pb na esponja natural apresentou um platô de saturação, foi possível efetuar sua linearização (Figura 5) empregando o modelo de Langmuir, conforme a equação (2).

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{K_L} + \left( \frac{\alpha_L}{K_L} \right) C_e \quad (2)$$

Na qual:

$C_e$  = concentração de equilíbrio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de Cd na fase líquida

$Q_e$  = concentração de equilíbrio ( $\text{mg g}^{-1}$ ) de Cd na fase sólida

$\alpha_L$  = constante da isoterma de Langmuir ( $\text{L mg}^{-1}$ )

$K_L$  = constante de equilíbrio da isoterma de Langmuir ( $\text{L g}^{-1}$ )

O comportamento linear dos pontos indica que o modelo de Langmuir é recomendado para a obtenção

da capacidade máxima de adsorção da esponja pelo Pb. Como se verifica a partir da equação linear de Langmuir e, extraíndo o valor do inverso do coeficiente angular oriundo desta equação, foi possível estabelecer que 1g de esponja natural retém até 9,20mg de íons  $\text{Pb}^{2+}$ . O resultado obtido da capacidade máxima de adsorção do Pb na esponja é considerado satisfatório se comparado a outros adsorventes (Tabela 2).

#### Estudo sobre a remoção de Pb em efluente de laboratório

A remoção de Pb em efluente de laboratório pela esponja natural foi realizada após a otimização da vazão de percolação. Ressalta-se que a esponja foi empregada sem qualquer tratamento, ou seja, o efeito do diâmetro de partículas não foi avaliado para simplificar e viabilizar o tratamento. A otimização foi conduzida empregando 2g de esponja, submetida a uma percolação com 100 mL de solução de Pb contendo  $100\text{mg L}^{-1}$  a pH 6, previamente otimizado nos estudos em batelada.

A Figura 6 mostra que, variando a vazão de percolação de 2 a  $8\text{mL min}^{-1}$ , ocorre um decréscimo em torno de 15% no percentual de adsorção do Pb. Embora o tempo utilizado para o tratamento seja menor em vazões maiores, optou-se em utilizar a vazão de  $2\text{mL min}^{-1}$  no tratamento de efluente para garantir maior adsorção, uma vez que o tratamento almeja atingir os valores admissíveis permitido pelo CONAMA.

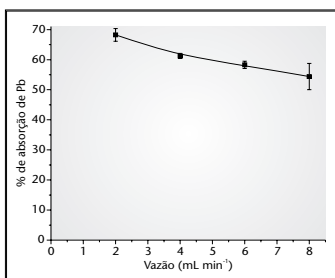
O tratamento do efluente foi realizado após o ajuste do pH para 4 e a determinação de Pb ( $10,2\text{ mg L}^{-1}$ ). Decidiu-se não efetuar o ajuste do pH em 6, pois esta condição poderia propiciar a precipitação do Pb na forma de  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ .

A eficiência de remoção de Pb em efluente de laboratório usando-se a esponja natural mostrou-se efetiva (Figura 7). Com o emprego de apenas 6 gramas de esponja, mais de 98% de Pb contido em 100mL do efluente foi removido, resultando numa concentração de  $0,17\text{mg L}^{-1}$  no efluente após o tratamento, bem abaixo do limite máximo permitido pelo CONAMA ( $0,5\text{mg L}^{-1}$ ).

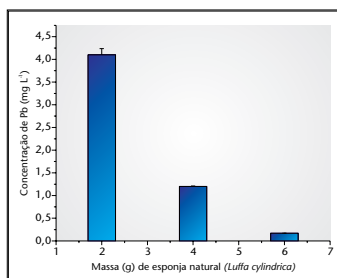
**Tabela 2.** Valores da capacidade máxima de adsorção do Pb em diferentes adsorventes.

Material	CMA* (mg/g) para o Pb	Referência
Carvão ativado e casca de pinus	2,95 e 3,33	Teles de Vasconcelos & Gonzáles Beça, 1994 (19)
Argila (Bentonite)	6,0	Bailey <i>et al.</i> (8)
Argila (Wollastonite)	0,289	Yadava <i>et al.</i> 1991 (20)
Folha, Talo e Raiz ( <i>Quercus ilex L.</i> )	0,40, 0,75 e 0,56	Prasad & Freitas, 2000 (21)
Resíduos de maçã	8,0	Ho Lee <i>et al.</i> 1998 (22)

\*CMA = capacidade máxima de adsorção.



**Figura 6.** Efeito da vazão ( $\text{mL min}^{-1}$ ) no perfil adsorptivo do Pb em bucha natural. Determinações feitas em triplicata.



**Figura 7.** Efeito da massa (g) da esponja natural na remoção de Pb contido em efluente de laboratório. Determinações feitas em triplicata.

## Conclusão

A elevada eficiência de remoção de Pb pela esponja natural mostra a potencialidade deste material. Ainda, por se tratar de um material em abundância e, devido suas características físicas como a de elevada porosidade, é perfeitamente viável efetuar o tratamento do efluente em colunas, ao invés dos processos em batelada sob agitação. Esta característica do tratamento torna-o bastante conveniente para a remoção de Pb em volumes elevados de efluente, num tempo relativamente curto. Como exemplo, pode-se tratar cerca de 250L de um efluente similar ao utilizado neste trabalho empregando apenas 15Kg de esponja natural, com um custo muito reduzido.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPESP pela concessão de bolsa de estudo (processo 01/05614-0) e apoio financeiro (processo 99/12124-7). MAZA agradece ao CNPq pela bolsa concedida.

## Referências

- Kirk-Othmer. *Encyclopedia of Chemical Technology*. 1984, 24.
- WHO-World Health Organization, 1996. *Health criteria other supporting information*, 2th ed.; Geneva,
- EPA (Environmental Protection Agency) Code of Federal Regulations. Chapter I. Part 437. Subpart A- Metals treatment and recovery, sec. 437.11.
- Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Resolução CONAMA no 20 (art. 21) de 18 de junho de 1986. D.O.U. Executivo, 11356, 30/07/1986.
- Gavallah L, Kilbertus G. *Recovery of metal ions through decontamination of synthetic solutions and industrial effluents using modified barks*. *Journal of Geochemical Exploration*, v.62, pp.241-286, 1998.
- Kapoor A, Viraraghavan T. *Fungal biosorption - An alternative treatment option for heavy metal bearing wastewaters: a review*. *Bioresource Technology*, v.53, pp.195-206, 1995.
- Corbitt RA. *Standard Handbook of Environmental Engineering*. 1990. McGraw-Hill, New York.
- Bailey SE, Olin TJ, Bricka RM, Adrian DD. *A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals*. *Water Research*, v.33, n.11, pp.2469-2479, 1999.
- Ajmal M, Rao RAK, AR, AJ. *Adsorption studies on Citrus reticula (fruit peel of orange): removal and recovery of Ni (II) from electroplating wastewater*. *Journal of Hazardous Materials*, B79, pp.117-131, 2000.
- Dos Santos MC, Lenzi E. *The use of aquatic macrophytes (Eichhoruia crassipes) as a biological filter in the treatment of lead contaminated effluents*. *Environmental Technology*, v.21, n.6, pp.615-622, 2000.
- Jordao CP, Pereira MD, Einloft R, Santana MB, Bellato CR, de Mello JWV. *Removal of Cu, Cr, Ni, Zn, and Cd from electroplating wastes and synthetic solutions by vermicompost of cattle manure*. *Journal of Environmental Science and Health Part A- Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, v.37, 5, pp. 875-892, 2002.
- Matos GD, Arruda MAZ. *Vermicompost as natural adsorbent for removing metal ions*. *Process Biochemistry*, no prelo, 2003.
- Pereira MG, Arruda MAZ. *Vermicompost as a natural adsorbent material: Characterization and potentialities for cadmium adsorption*. *Journal of Brazilian Chemical Society*, v.14, n.1, pp. 39-47, 2003.
- Davis JM. *Luffa sponge gourd production practices for temperature climates Hortscience*, v.29, n.4, pp. 263-266, 1994.
- Khalid N, Ahmad S, Toheed A, Ahmed J. *Potential of rice husks for antimony removal*. *Applied Radiation and Isotopes*, v.52, pp.31-38, 2000.
- Luchese EB, Fávero LOB, Lenzi E. *Fundamentos da Química do Solo*. 2001. Rio de Janeiro: Freitas Bastos Editora.
- Faust SD, Aly OM. *Adsorption Process for Water Treatment*. 1987. Butterworths: London.
- Perrich JR. *Achived Carbon Adsorption for Waste Treatment*. 1981. CRC Press: Boca Raton.
- Teles de Vasconcelos LA, Gonzáles Beça CG. *Adsorption equilibria between pine bark and several ions in aqueous solution*, 1. Pb (II). *Europe Water Pollution Control*, v.4, n.1, pp.41-51, 1994.
- Yadava KP, Tyagi BS, Singh VN. *Effect of temperature on the removal of lead (II) by adsorption on China clay and wollastonite*. *Journal of Chemical Technology and Biotecnology*, v.51, pp.47-60, 1991.
- Prasad MNV, Freitas H. *Removal of toxic metals from solution by leaf, stem, and root phytomass of Quercus ilex L. (holly oak)*. *Environmental Pollution*, v.110, n.2, pp.277-283, 2000.
- Ho Lee S, Jung CH, Hongsuk, Lee MY, Yang J. *Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues*. *Process Biochemistry*, v.33, n.2, pp.205-211, 1998.