

BIOCAPTAÇÃO DE Hg(II) PELA BACTÉRIA *Rhodococcus opacus*¹

Jean da Silva Abbud²
Antônio Gutierrez Merma³
Maurício Leonardo Torem⁴
Zuleica Carmem Castilhos⁵

Resumo

A contaminação dos efluentes líquidos com metais pesados é uma ameaça ambiental, os íons metálicos tóxicos encontram-se dissolvidos, atingindo eventualmente o topo da cadeia alimentar e assim, tornando-se um fator de risco para a saúde humana e ambiente. Diversos métodos de tratamento de efluentes como precipitação química, coagulação, floculação, flotação, troca iônica e filtração são empregados para remoção dos metais pesados. Entretanto, estes possuem algumas desvantagens quando empregados para tratamento de grandes volumes de efluentes líquidos com baixas concentrações de metais. Neste trabalho foi avaliada a cepa bacteriana *Rhodococcus opacus* como um potencial biossorvente para a remoção de mercúrio de soluções aquosas através de biossorção. O valor de pH adequado para a biossorção foi em torno de 5 para o metal. Os dados correspondentes à capacidade de captação do *R. opacus*, em função da concentração do mercúrio, foram bem ajustados ao modelo de Freundlich. A capacidade de captação máxima obtida foi de 37,9 mg.g⁻¹ para o mercúrio, equivalente a uma remoção de 73,42%. A cinética de biossorção para o mercúrio foi modelada pela equação de pseudo-segunda ordem. Foram avaliadas também as propriedades superficiais dos microorganismos antes e após a interação dos metais para poder determinar os possíveis mecanismos implicados na biossorção mediante medições de espectroscopia de infravermelho. Os resultados apresentados mostram que o *R. opacus* apresenta características adequadas no que tange a flotação biossortiva para remoção de metais.

Palavras-chaves: Biossorção; Biossorvente; Mercúrio; Bioacumulação.

Hg(II) UPTAKE BY *Rhodococcus opacus* BACTERIA

Abstract

Heavy metals presence in wastewaters is a common environmental threat, since these toxic metal ions are dissolved, eventually reaching the top of the food chain and thus became a risk factor to human health and the environmental. Several methods of effluent treatment like chemical precipitation, coagulation, flocculation, flotation, ion exchange and filtration are used to remove heavy metals. These methods have some drawbacks when used for treating large volumes of wastewater with low concentration of the metal. In this study was evaluated the *R. opacus* bacteria as a potential biosorbents for mercury removal from aqueous solutions through biosorption. The suitable pH value for the biosorption of the metal was around 5. The data corresponding to the uptake capacity of *R. opacus* depending on the concentration of mercury was well adjusted by the *Freundlich* model. The maximum mercury uptake capacity was about 37.9 mg.g⁻¹ equivalent to a removal of 73.42%. The kinetics of mercury biosorption was represented by an equation of pseudo-second order. It was evaluated the surface characteristics of the microorganism before and after the interaction with mercury in order to determine the possible mechanism involved in biosorption by measurements of infrared spectroscopy. The results demonstrated that *R. opacus* shows good performance as biosorbents for bioaccumulation of Hg(II).

Key words: Biosorption; Biosorbents; Heavy Metals; Mercury; Bioaccumulation.

¹ Contribuição técnica ao 67^o Congresso ABM - Internacional, 31 de julho a 3 de agosto de 2012, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

² Biólogo, Centro de Tecnologia Mineral (Cetem), Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

³ Dr., pesquisador, Depto. de Eng. de Materiais (DEMa), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), RJ, Brasil.

⁴ Dr., professor, DEMa, PUC-Rio, RJ, Brasil.

⁵ Pesquisador, Cetem, MCT, RJ, Brasil.

1 INTRODUÇÃO

O grande desenvolvimento industrial é um dos principais responsáveis pela contaminação dos resíduos hídricos brasileiros, seja pela negligência no tratamento de seus rejeitos antes de despejá-los nos rios, seja por acidentes e descuidos cada vez mais frequentes que propiciam o lançamento de muitos poluentes nos ambientes aquáticos, contribuindo para que as águas naturais se tornem residuárias (efluentes). O setor industrial constitui-se, assim, como uma das principais e mais diversificadas fontes de introdução de metais pesados no ambiente aquático (Jordão et al., 1999).

Mercúrio (Hg) é um metal extremamente tóxico. É acumulado no ecossistema através da cadeia alimentar e pode ser regenerado por várias fontes, resultando em contaminação dos sistemas atmosféricos e aquosos, o mercúrio é ainda muito utilizado em fabricação de termômetros, lâmpadas, barômetros, medicamentos e corantes. (Arica et al., 2004; Genc et al., 2002; Morel et al., 1998).

As principais fontes de emissões de mercúrio à terra, a água e o ar são os processos de mineração, fundição e queima de combustíveis fósseis (Haidouti, 1997).

Os tratamentos mais utilizados para tratar efluentes contendo esse poluente são precipitação química, adsorção e troca iônica. O maior problema desses tratamentos é não conseguir tratar efluentes com concentrações muito baixas, ter um alto custo no caso da troca iônica com aquisição de resinas. Com isso as pesquisas estão sendo direcionadas em busca de tecnologias que consigam tratar efluentes desse tipo, uma dessas tecnologias são os tratamentos biosortivos, o qual usa uma biomassa capaz de reter o metal para obter concentrações permitidas pelos órgãos de controle.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Biomassa

A biomassa utilizada neste trabalho foi a bactéria *Rhodococcus opacus*, que é uma espécie microbiana de natureza não patogênica pertencente ao gênero *Rhodococcus*. É gram positiva, aeróbica, unicelular e filamentosa podendo ser isolada de solos e das usinas de tratamento de águas (Stratton et al., 2002). Os critérios determinantes para sua escolha foram a hidrofobicidade, ausência de patogenicidade, a fácil aquisição em coleção de culturas nacionais, facilidade na manipulação, propagação e manutenção das células.

Para realizar os crescimentos e obter as células concentradas de *R. opacus*, a bactéria foi cultivada num meio líquido. O meio de cultura foi ajustado a um pH 7,2 e posteriormente esterilizado numa autoclave a 1 atm de pressão, por um lapso de 20 minutos. A suspensão foi levada a um agitador tipo rotatória Cientec CT-712 a uma temperatura de 27°C por 48 horas. Após o crescimento, a suspensão celular foi centrifugada a uma velocidade de 4.000 rpm por 8 minutos, o precipitado da centrifugação, constituído pelas células do *R. opacus*, foi lavado três vezes com água deionizada, e re-suspenso numa solução de 1 mM de NaCl, posteriormente a suspensão será colocada na autoclave a 1 atm de pressão por um lapso de 20 minutos, obtendo-se o biossorvente inativo de metabolismo para realizar os ensaios.

As soluções foram preparadas com água deionizada a partir dos sais de Mercúrio e Manganês. As soluções teste serão preparadas a partir de soluções estoque de 1.000 mg.L⁻¹ adicionando os volumes necessários da solução estoque para a obtenção das concentrações iniciais desejadas. O pH foi ajustado para os valores desejados com HCl 0.1M e NaOH 0.1 M.

2.2 Estudos Cinéticos

Diferentes modelos cinéticos de biossorção são foco de estudo para explicar a biossorção de metais pesados (Febrianto et al 2009). Dessa forma, os modelos cinéticos mais comumente empregados na biossorção de metais pesado são os modelos de pseudo primeira e pseudo segunda ordem (Febrianto et al 2009; Calfa et al, 2008; Loukidou 2004). Os ensaios de cinética de biossorção foram realizados para avaliar os mecanismos de adsorção como o processo controlador da taxa. Mais do que isso, informação da cinética de captação do metal é precisa para escolher as condições ótimas de um processo de remoção. O estudo cinético do mercúrio foi realizado usando amostras de solução a uma concentração fixa do íon metálico e do biossorvente a diferentes intervalos de tempo.

2.3 Isotermas de Adsorção

O estudo de equilíbrio é importante visto que estabelece dados importantes para desenvolver equações de projeto (Ramírez, 2005). Mediante a construção das isotermas de captação é possível observar a relação existente entre a quantidade de sorvato presente na superfície da biomassa e a quantidade de sorvato em equilíbrio com a solução. Os modelos empregados para a análise do equilíbrio foram os de Langmuir, Freundlich, Tempkin. Estes modelos estabelecem que as uniões dos íons na superfície podem acontecer primeiramente por forças físicas, eletrostáticas ou forças de London-van der Waals (Davis et al., 2003, Bueno et al. 2008, Cayllahua & Torem 2010).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial Zeta

Com o objetivo de avaliar uma possível variação nas propriedades eletrocinéticas das células de *Rhodococcus opacus*, decorrente da presença de mercúrio em diferentes valores de pH, e assim determinar se a mudança na carga superficial das células está relacionada à biossorção destes íons, visto que estes podem indicar a interação entre as espécies metálicas e os sítios ativos na parede celular do microorganismo.

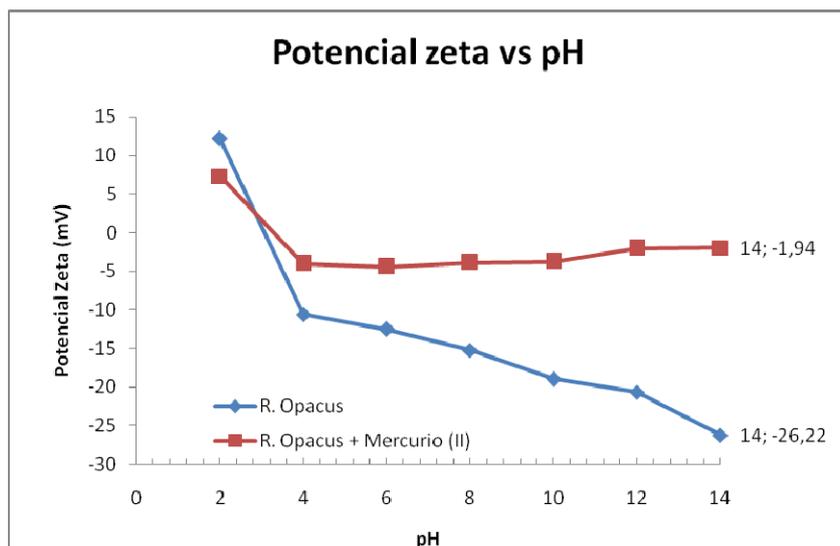


Figura 1. Potencial zeta do *Rhodococcus opacus* após interação com o mercúrio numa concentração de 10 mg.L⁻¹; concentração de eletrólito indiferente de 10⁻³ M de NaCl.

A Figura 1 mostra as curvas de potencial zeta em função do pH para o *R. opacus* antes e após a bio-sorção de mercúrio para a faixa de pH entre 2 a 14. Estes resultados mostram que o ponto isoelétrico (PIE) do *R. opacus* é ao redor de pH 3. Por outro lado, pode-se observar que a bio-sorção de mercúrio modificou o perfil das curvas de potencial zeta para valores mais positivos, indicando que os íons metálicos foram sorvidos nos sítios ativos na superfície da bactéria.

3.2 Efeito do pH

O valor do pH da solução é um dos fatores que mais afeta a sorção de metais pesados. Segundo Kuyucak e Volesky (1988) a sorção aumenta com o aumento do valor de pH, devido ao aumento da densidade de carga negativa na solução, gerando sítios ativos para interação com o metal pesado. A exceção é feita para íons metálicos presentes como espécies aniônicas, onde a bio-sorção é favorecida pelo decréscimo do valor do pH.

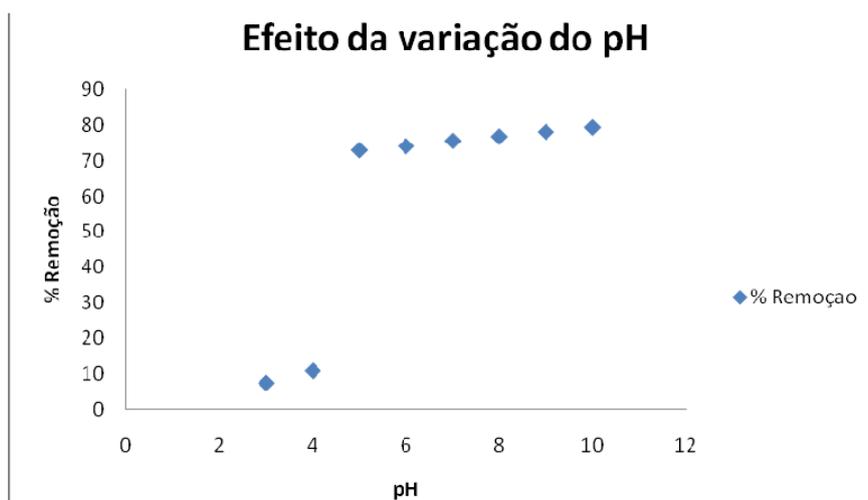


Figura 2. Efeito da variação do pH na bio-sorção de Hg (tempo de contato de 180 minutos; Concentração da biomassa 3g L⁻¹; concentração inicial do íon metálico de 50 ppm; temperatura de 25°C; velocidade de agitação: 150 rpm).

Além de mudar o estado dos sítios ativos da ligação metálica, valores extremos de pH, como os usados na bioissorção de mercúrio podem danificar também a estrutura do material do bioissorvente. O pH afeta também a especificidade do íon metálico na solução, uma vez que ocorre um decréscimo de solubilidade dos complexos metálicos com o aumento do pH. Isto pode impor limitações na faixa de pH viável para o estudo da bioissorção. Como a adsorção não depende somente da atração do sorbato pela superfície do sólido. Para a maioria dos metais isto significa que a adsorção aumenta com o aumento do pH.

Por outro lado, valores muito altos do pH, que causam precipitação dos complexos metálicos, devem ser evitados durante os experimentos de sorção, pois a distinção entre sorção e precipitação na remoção metálica seria difícil.

Observa-se que na medida em que se aumenta o valor do pH a remoção do mercúrio cresce até atingir 79,2% para um valor de pH igual a 10. Para valores de pH ácidos, entre 3 e 4, observou-se percentagens de remoção do metal foi de 6,2% para pH 3 e 11,2% para pH 4.

3.3 Efeito da Biomassa

O efeito da concentração de bioissorvente na taxa inicial de captação do íon metálico é mostrado na Figura 3. A concentração bacteriana foi variada em 0,5 g.L⁻¹; 1 g.L⁻¹; 2 g.L⁻¹; 3 g.L⁻¹; 4 g.L⁻¹ com o intuito de determinar o efeito da concentração do microorganismo na taxa inicial de sorção.

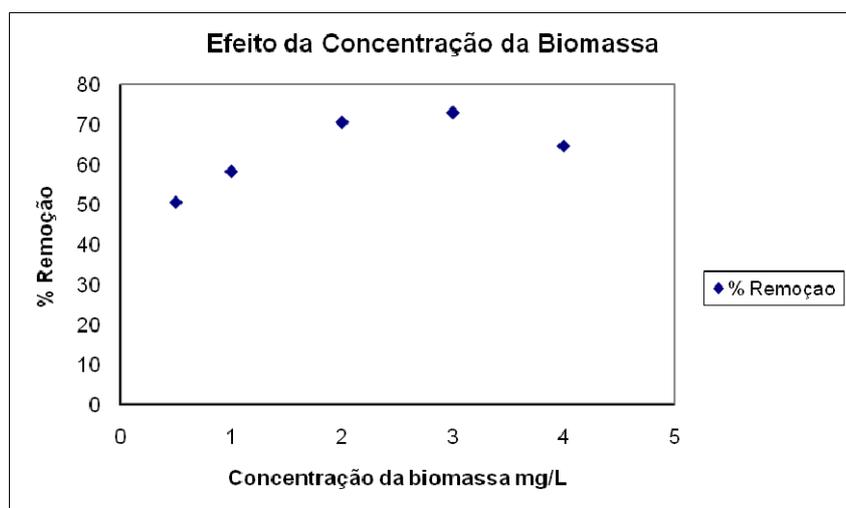


Figura 3. Efeito da Concentração de Biomassa na bioissorção de Hg (tempo de contato de 180 minutos; pH:5,0; concentração inicial do íon metálico de 50 ppm; temperatura de 25°C; velocidade de agitação: 150 rpm).

Foi observado que o efeito da concentração de biomassa na bioissorção de Hg que conforme aumentava a quantidade da biomassa, a remoção foi aumentada. Com a concentração de biomassa de 3 g.L⁻¹ foi atingida a maior percentagem de remoção para o mercúrio, esta observação pode ser atribuída ao incremento da área superficial de adsorção e a disponibilidade de sítios livres de adsorção. Por outro lado para maiores concentrações de biomassa a remoção é diminuída como podemos ver na figura acima, isto pode ser explicado pela formação de agregados durante a bioissorção, o qual é produzido para altas concentrações de biomassa causando uma diminuição da área efetiva de adsorção.

3.4 Influência do Tempo de Contato

Os testes de adsorção foram desenvolvidos baseados nos testes em equilíbrio. Biomassa na concentração de 3 g.L⁻¹ foi colocada em contato em uma solução carregada com íon metálico de mercúrio na concentração de 50 ppm. A biomassa foi mantida em contato com a solução metálica por diferentes períodos de tempo (5 min, 10 min, 30 min, 60 min, 120 min, 180 min e 240 min) incluindo tempo zero. Os resultados mostram uma rápida remoção para o mercúrio já nos primeiros 5 minutos, onde consideramos uma boa taxa de remoção para tão pouco tempo de contato. A máxima remoção dos íons foi atingida em 240 minutos de contato com uma taxa de 73,6% que foram captados pela biomassa e após este tempo o processo de biossorção atingiu o seu equilíbrio, não apresentando variação significativa da quantidade de íons metálicos adsorvidos com o incremento do tempo de contato.

Dos resultados obtidos foi escolhido como o tempo de contato ideal o de 180 minutos para a sorção das espécies, pois não obtemos uma variável notável no aumento da sorção em função de 240 minutos.

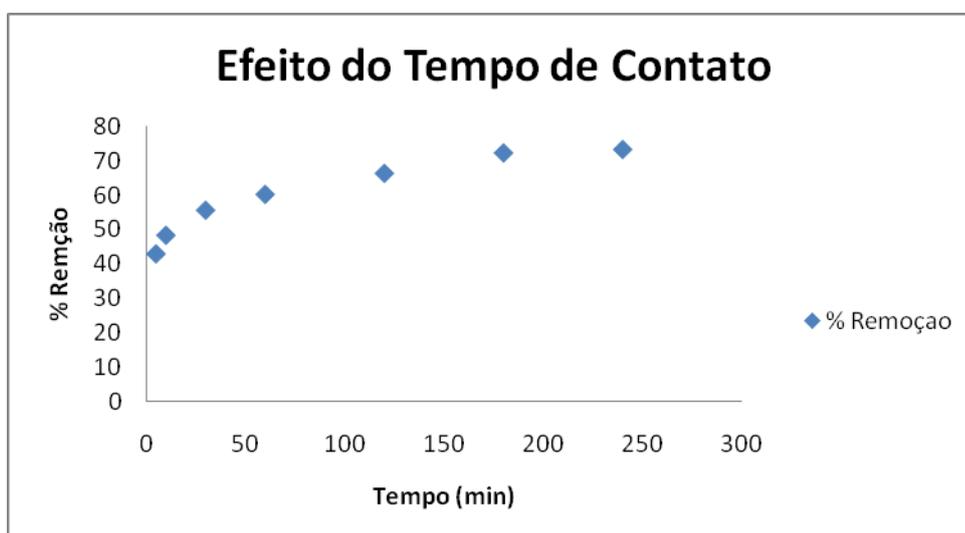


Figura 4. Efeito do tempo de contato na biossorção do íon Hg por *Rhodococcus opacus* (concentração de biomassa: 3g.L⁻¹; pH: 5; concentração inicial do íon metálico de 50 ppm; temperatura de 25°C; velocidade de agitação: 150 rpm).

3.5 Estudos Cinéticos

O modelo de pseudo-segunda ordem foi avaliado para o processo de biossorção utilizando a Equação 1, os termos t/qt e q são relacionados no gráfico da Figura 5.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q^2} + \frac{1}{q} \quad (1)$$

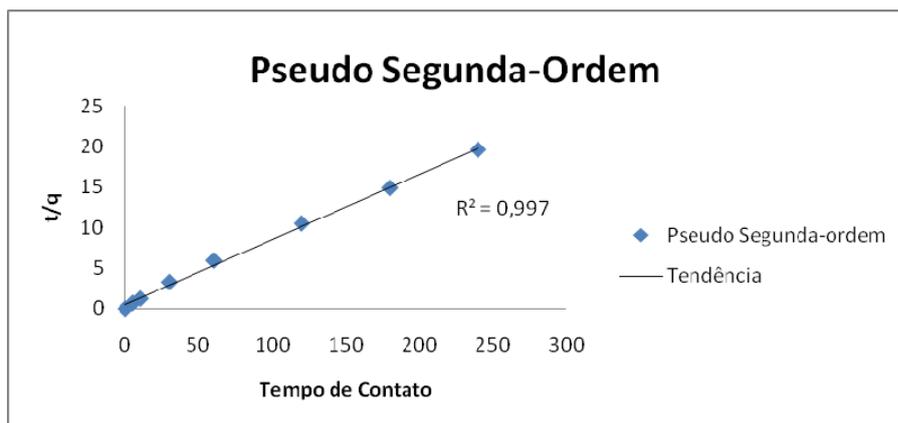


Figura 5. Representação gráfica do modelo de pseudo-segunda ordem para o processo de bioissorção de Hg empregando a biomassa *Rhodococcus opacus*.

Como pode ser observado na figura acima, o modelo de pseudo-segunda ordem testado fornece uma descrição apropriada dos dados experimentais através do tempo, já que o coeficiente de correlação que representa o quanto os dados experimentais se ajustam ao modelo, apresenta um valor de $R^2 = 0,997$.

Os coeficientes de correlação linear obtidos para o modelo de pseudo- primeira ordem foi menor em comparação com o obtido pelo modelo de pseudo- segunda ordem, e o valor teórico encontrado de q pelo modelo de pseudo- primeira ordem não apresenta correlação com o valor de q obtido experimentalmente, portanto, o processo de bioissorção não corresponde ao modelo de pseudo-primeira ordem.

Com o modelo de pseudo-segunda ordem, o coeficiente de correlação obtido com o ajuste linear ($R^2 = 0,997$) foi maior que o obtido pelo modelo de pseudo-primeira ordem

Na Tabela 1 apresentam-se os valores obtidos dos parâmetros do modelo cinético de pseudo-primeira ordem linearizado.

Tabela 1. Parâmetros cinéticos do modelo de pseudo-segunda ordem linearizado

Sistema	q_e (mg.g ⁻¹)	K_2 (g.mg ⁻¹ .min ⁻¹)	R^2
Mercúrio	12,1	0,7521	0,997

Os gráficos refletem a congruência entre os dados experimentais e o modelo de pseudo-segunda ordem, este modelo também é baseado na capacidade do sólido, ao contrário do outro modelo, este não precisa extrapolar os dados para obter a capacidade de adsorção no equilíbrio, pois o modelo de pseudo-segunda ordem o prediz.

3.6 Isotermas de Adsorção

A isoterma de Temkin assume que a queda no calor de adsorção é linear e não logarítima como implicado na isoterma de Freundlich. A Figura 6 apresenta a aplicação da isoterma de Temkin aos dados experimentais de mercúrio.

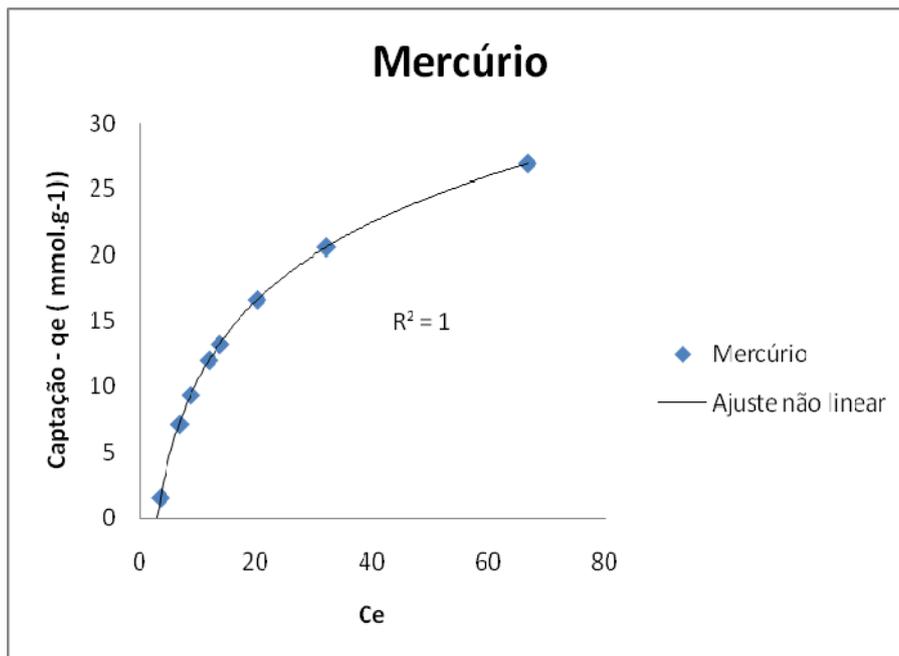


Figura 6. Isoterma não linearizada de Temkin para o mercúrio.

A Equação 2 expressa a isoterma de *Temkin* na forma linearizada, o ploteo dos dados experimentais apresentados na Figura 7.

$$q_e = B \ln A + B \ln C_e \quad (2)$$

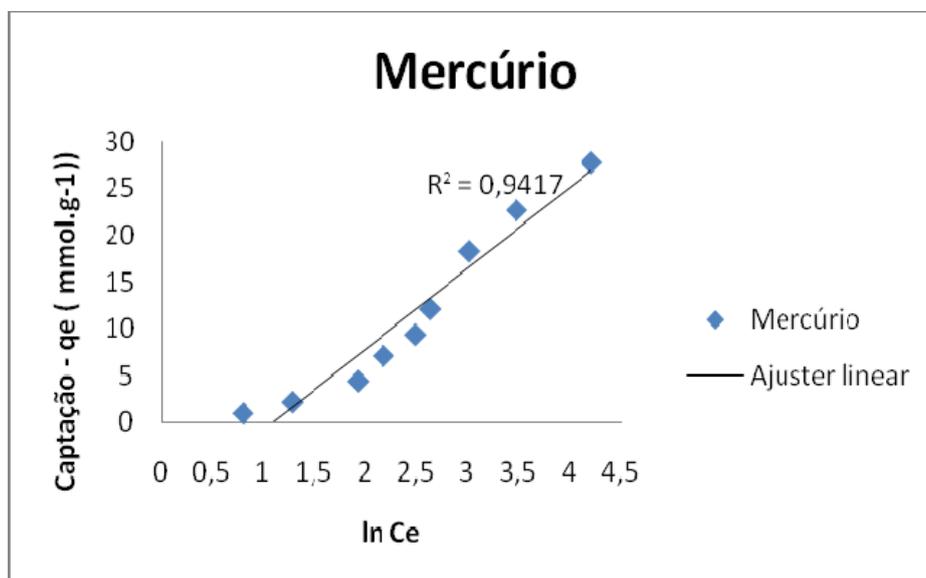


Figura 7. Isoterma de temkin para mercúrio na forma linearizada.

Segundo a literatura (Lee et al, 1999; Lee et al, 2007; Ozdemir et al, 2004) a bioissorção de mercúrio em algumas biomassas, o modelo que melhor descreve a bioissorção será o modelo de Freundlich; no entanto os dados experimentais do mercúrio ajustam-se a este modelo. Isso nos sugere que na bioissorção teremos a presença de interações adsorvato - adsorvato.

Tabela 2. Constantes das isotermas na biossorção de mercúrio a 25°C

Constantes de Adsorção			
<i>Temkin</i>	B	A (L.mol ⁻¹)	R ²
Linear	286.9	0.3378	0.941
Não Linear	286.9	0.3378	1
<i>Langmuir</i>	q _{max} (mg.g ⁻¹)	b (L.mg ⁻¹)	R ²
Linear	10.52	0.042	0.895
Não Linear	0.526	0.090	0.968
<i>Freundlich</i>	K _F (L.g ⁻¹)	n	R ²
Linear	0.42	0.81	0.980
Não Linear	0.0008	0.11	0.939

4 CONCLUSÕES

Este estudo avaliou a remoção a partir de soluções aquosas da espécie metálica mercúrio (Hg), usando o microorganismo *Rhodococcus opacus* como biosorvente. Este metal foi selecionado por seu grau de periculosidade à saúde humana, ao ambiente e por ser descartado em alguns efluentes industriais. Diante dos resultados obtidos, apresentados e discutidos no presente trabalho. A capacidade de captação de mercúrio pelo microorganismo *Rhodococcus opacus* é dependente do pH do meio, obtendo-se maior eficiência em pH 5 e concentrações iniciais dos metais de 50 mg.L⁻¹. Segundo os estudos eletrocinéticos, o PIE do *Rhodococcus opacus* se encontra a um pH 3 acima deste pH é favorecida a biossorção, já que o potencial zeta é mais negativo facilitando a interação com os cátions metálicos. A cinética de biossorção permitiu concluir que o processo de biossorção para o mercúrio é rápido; e a partir dos primeiros 60 minutos se obtém quase a totalidade da sorção dos íons pelo biosorvente. O modelo cinético de pseudo-segunda ordem foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais para o mercúrio, apresentando uma constante cinética de 0,7521 (g.mg⁻¹.min⁻¹), para uma concentração inicial de 50 mg.L⁻¹ para todas as espécies. Considerando a faixa de concentração inicial dos metais, estudada, os dados experimentais do mercúrio foram melhor ajustados ao modelo de Temkin com o coeficiente de regressão R² = 1. Com suas respectivas constantes b = 286,9 e A = 0,3378. Os resultados aqui apresentados mostram o grande potencial do biosorvente bacteriano *Rhodococcus opacus* a biossorção para remoção de metais pesados.

Agradecimentos

Os autores agradecem o suporte financeiro do CNPq, Capes e Faperj.

REFERÊNCIAS

- JORDÃO, C. P., SILVA, A.C., PEREIRA, J.L., BRUNE, W. Contaminação por cromo de águas de rios provenientes de curtumes em Minas Gerais. Química Nova, V. 22, nº. 1, p. 47, 1999.
- HAIDOUTI, C., Inactivation of Mercury in contaminated soils using natural zeolitas. Science of the Total Environment 208, 105 – 109. 1997.
- STRATTON, H., BROOKS, P., GRIFFITHS, P., SEVIOUR, R., Cell surface hydrophobicity and mycolic acid composition of *Rhodococcus* strains isolated from activated sludge foam. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology 28, 264–267. 2002

- 4 RAMÍREZ, CM., Biossorção de Cr³⁺ e Cr⁶⁺ por *Saccharomyces cerevisiae*. Tese de Doutorado, UFRJ, RJ, Brasil. 2005. 138p.
- 5 DAVIS, T.A., VOLESKY, B., MUCC, A. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research*. 37, p. 4311 – 4330, 2003.
- 6 KUYUCAK, N., & VOLESKY, B. Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions. *Biotechnology Let.* 10, 137 – 142. 1988.
- 7 Arica M Y, Bayramoglu G, Yilmaz M, Genc O, Bektas S., *Biosorption of Hg²⁺, Cd²⁺ and Zn²⁺ by Ca-alginate and immobilized wood-rotting fungus Funalia trogii*. *J Hazard Mater*, 109: 197–199. 2004.
- 8 Bruno Abreu Calfa, Maurício Leonardo Torem *On the fundamentals of Cr(III) removal from liquid streams by a bacterial strain* *Minerals Engineering*, Volume 21, Issue 1, January 2008, Pages 48-54.
- 9 B.Y.M. Bueno, M.L. Torem, F. Molina, L.M.S. de Mesquita. *Biosorption of lead(II), chromium(III) and copper(II) by R. opacus: Equilibrium and kinetic studies* *Minerals Engineering*, Volume 21, 1, Jan 2008, 65 – 76.
- 10 Genc O, Arpa C, Bayramoglu G, Arica M Y, Bektas S., *Selective recovery of mercury by Procion BrownMX 5BR imobilized poly (hydroxyethylmethacrylate/chitosan) composite membranes*. *Hydrometallurgy*, 67: 53–62. 2002.
- 11 Javier Enrique Basurco Cayllahua, Maurício Leonardo Torem *Biosorption of aluminum ions onto Rhodococcus opacus from wastewaters* *Chemical Engineering Journal*, Volume 161, Issues 1-2, 1 July 2010, Pages 1-8.
- 12 Jonathan Febrianto, Aline Natasia Kosasih, Jaka Sunarso, Yi-Hsu Ju, Nani Indraswati, Suryadi Ismadji. *Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies*. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 162, Issues 2-3, 15, March 2009, 616-645.
- 13 Lee H.S., Volesky B. *Characteristics of aluminum biosorption by sargassum fluitans biomass*. *Journal of Marine Biotechnology* 1, 308-383. 1999.
- 14 Lee H.S., Suh J.H., Kim I.B., Yoon T. *Effect of aluminum in two-metal biosorption by an algal biosorbent*. *Journal of Minerals engineering* 17, 487-493. 2007.
- 15 Loukidou, M.; et al. *Equilibrium and kinetic modeling of chromium (VI) biosorption by Aeromonas caviae*, *Colloids and Surfaces A*, v.242, p. 93-104, 2004.
- 16 Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M., e Amyot, M. "The chemical cycle and bioaccumulation of mercury", *Annu. Rev. Ecol. Sci.*, v. 29, p. 543-566, 1998.
- 17 Ozdemir G., Baysal S.H. *Chromium and aluminum biosorption on Chryseomonas luteola TEM05*. *Journal of Applied Microbiology and Biotechnology* 64, 599-603. 2004.