

Nº 34, set/2000, p.1-6

AVALIAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETROOSMOSE NA PURIFICAÇÃO DE ÁGUA EM ESCALA LABORATORIAL

Eliandro Rezende da Silva¹
Odílio Benedito Garrido Assis²

O uso de técnicas eletrocinéticas e suas variáveis tem apresentado resultados promissores em processos de purificação de contaminações químicas em águas e meios porosos. Essas técnicas têm como princípio a migração de espécies, sob a ação de um campo elétrico aplicado por meio de eletrodos, gerando no sistema uma camada difusa móvel que carrega com ela os compostos polares presentes em solução. Na presença de meios com superfícies ou partículas, como solos, estas são consideradas fixas com relação ao movimento da camada, sendo a este fenômeno dado o nome de eletroosmose (Crockford, 1977).

Assim, a eletroosmose pode ser considerada como um complemento da eletroforese, onde suas fases, estacionárias e móveis, estão trocadas com relação às estabelecidas para a eletroforese (Brett, 1993). O processo de migração por eletroosmose se torna mais eficaz quando os compostos transportados estão carregados ionicamente. Nessas condições, algumas substâncias separam-se sob pH elevados e circunstâncias redox variadas.

Pode-se, teoricamente conceituar o fenômeno de eletroosmose como um transporte por meio de capilares. Ou seja, em um dado valor de tensão aplicada podemos medir a velocidade e a força que um fluido, sob ação do campo elétrico, exerce ao movimentar-se por entre a estrutura porosa. Neste modelo o meio poroso é considerado como um capilar genérico, obtendo-se desta forma a pressão osmótica ou o volume do líquido transportado por unidade de tempo. Assim, a velocidade eletroosmótica, v_{eo} , fica definida por:

$$v_{eo} = \frac{E}{\epsilon \zeta \eta} \quad (1)$$

sendo ϵ a permissividade, ζ o Potencial Zeta (Potencial Eletrostático no interior da solução), E o Campo Elétrico, η a viscosidade absoluta.

¹Físico, USP - PPG Interunidades Ciências e Eng. de Materiais, CEP 13560-970, São Carlos, SP

²Físico, PhD, EMBRAPA-CNPDIA, Caixa Postal 741, CEP 13560-970, São Carlos, SP

CT/34, CNPDIA, set/2000, p.2

Esta velocidade torna-se a mesma para a eletroforese,

$$u_e = \frac{2}{3} \frac{E}{f} \frac{a}{x_{DL}} \quad (2)$$

sendo u_e a mobilidade eletroforética, $f(a/x_{DL})$ um fator numérico, a o raio da partícula e x_{DL} a espessura da dupla camada. É estabelecida uma dupla camada quando duas fases com composições peculiares apresentam forças anisotrópicas na região fronteira, como por exemplo, quando um soluto iônico dissolve-se em água. Observa-se que o comportamento de um íon em solução apresenta forças isotrópicas, enquanto que próximo da superfície, prevalecerá a anisotropia. Ou seja, na presença de superfícies sólidas pode haver uma concentração ou diminuição de íons próximos a essas. O diferencial de potencial aparecerá quando a esta solução for realizada uma distribuição de carga e o seu interior apresentar-se carregado. A dupla camada elétrica exerce então, um controle da queda de tensão entre o eletrodo e a solução através de circuitos externos, quando ocorrer na interface eletrodo/solução eletrolítica. Mas isto somente ocorre quando $f(a/x_{DL}) > 1,5$ que é tida como retardação eletroforética negligenciável, no qual para partículas grandes em soluções concentradas a dupla camada é fina. Logo, na condição de capilar genérico é aceita, pois o raio do capilar é muito maior que a espessura da dupla camada.

Nestas condições, a fluência do líquido, V_f , é $v_{eo} \cdot A$, onde A é a área da seção do capilar. Considerando que uma corrente $I = AkE$ passe pelo capilar, então o fluxo eletroosmótico que se estabelece no sistema é dado por:

$$\frac{V_f}{I} = \frac{e_0}{I} \frac{1}{kn} \quad (3)$$

onde k é a condutividade da solução (Brett, 1993).

O efeito da eletroosmose diminui significativamente quando o pH e o Potencial Zeta decaem no estágio final do processo eletrocinético (Hamed et al., 1991; Pamukcu e Wittle, 1992).

Seguindo o modelo de fricção de Spiegler (1958), onde se mostrou que o transporte eletroosmótico da água por unidade de carga elétrica, eleva-se com o aumento da relação água/cátion no sistema, a relação entre o volume de água pela quantidade de corrente imposta no sistema fica expressa por:

$$\frac{Q}{I} = \frac{1}{(\lambda_0 + 2\lambda_s/r)} \quad (4)$$

Sendo Q o volume do fluxo por unidade de tempo, I a corrente, r o raio do capilar, λ_0 a condutância específica do líquido e λ_s a condutância de superfície da parede capilar. Assim, se houver estrutura porosa estreita e/ou soluções de baixas concentrações iônicas, pode-se inferir experimentalmente a relação Q/I , conforme demonstrado por Wittle e Pamukcu (1993). Desta forma, enquanto a concentração iônica no líquido aumentar e a dupla camada reduzir-se à superfície da partícula, a maioria das cargas podem ser compensadas (Ticianelli e Gonzalez, 1998). A figura 1 mostra a evolução do fluxo eletroosmótico.

CT/34, CNPDIA, set/2000, p.3

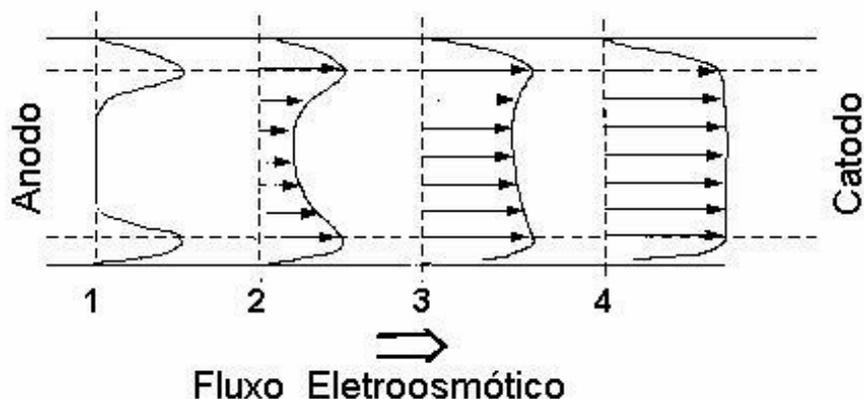


Figura 1. Desenvolvimento do fluxo eletrosmótico: em 1, estabelecimento do campo; em 4 o fluxo já em estado estacionário.

Para a avaliação laboratorial do emprego do princípio de eletrosmose na remoção de compostos diluídos, foi empregado o fenol como contaminante, na concentração de 11 mM em água deionizada. O pH inicial da água pura foi estabelecido em 5,56. O fenol foi escolhido não somente por sua alta toxicidade, mas igualmente por apresentar alta solubilidade e fazer parte da composição da maioria dos pesticidas. Projetou-se uma cela eletroquímica em acrílico com um volume de 700 cm³ com paredes de 0,8 cm de espessura. Empregaram-se eletrodos de titânio com área de trabalho igual a 26 cm², paralelamente dispostos em secções separadas da cela por membranas permeáveis de nylon monofilamento, conforme disposição apresentada na Figura 2. A montagem nestas condições tem por objetivo isolar os eletrodos em regiões distintas permitindo uma maior flexibilidade de análises nas regiões centrais da cela.

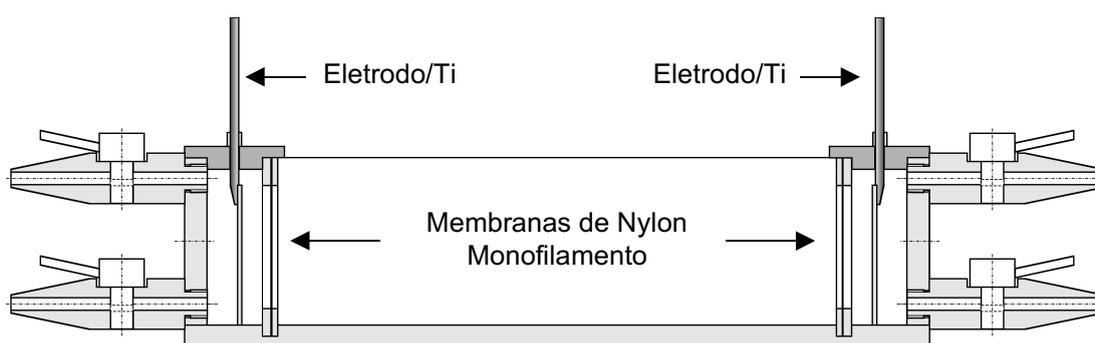


Figura 2. Perfil de distribuição das partes na cela eletroquímica.

CT/34, CNPDIA, set/2000, p.4

Os testes foram realizados sob tensão de 60 V (DC) e corrente constante de 5,0 mA aplicadas diretamente nos eletrodos. A eficiência do processo de remoção de fenol avaliada por meio da varredura do gradiente de pH em função da distância ao longo do comprimento da célula tomada do anodo para o cátodo. A medida do pH ao longo da cela acusa a geração de gradiente de potencial químico, como combinação entre a eletrólise da água e o fluxo eletrosmótico, no qual efetuará a remoção do fenol. Análise da densidade ótica do meio líquido foi realizada por espectroscopia de UV após 4 horas de ação eletrosmótica nos diversos compartimentos da cela.

A Figura 3 apresenta os resultados de acidez tomados ao longo da cela para diversos tempos de operação. Observa-se uma gradual queda dos valores de pH nas curvas tomadas ao longo do comprimento da cela. Este efeito ocorre devido a presença do campo elétrico, estabelecendo o processo eletrosmótico e indica a hidroeização do anodo pela difusão do fenol nesta direção. Dois comportamentos podem ser distinguidos nos ensaios: redução de pHs para períodos entre 40 e 80 minutos, onde acidez estabiliza-se em torno de 4,5 a 5. E para períodos superiores a 100 minutos onde observa-se uma queda significativa do pH a partir do anodo, com estabilização de valores próximos a 4,5 em direção ao catodo. Essa queda para valores abaixo do pH inicial da água (5,56), não é apenas resultado da migração do fenol, mas igualmente do estabelecimento da eletrólise decorrente da carga aplicada. Segundo Acar et al., (1990), no processo eletroquímico temos o movimento de produtos da eletrólise da água (OH^- e H^+) em conjunto ao fluxo de moléculas na água decorrentes dos gradientes de potencial elétrico, hidráulico e químico. Com a inserção do fenol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$) no meio fenômenos similares ocorrem. O fenol apresenta alta solubilidade em água ($9,3 \text{ g} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$ de H_2O) devido a presença de grupos hidroxilas, onde grupos OH^- da estrutura fenólica migrarão para a região do anodo (Solomons, 1992).

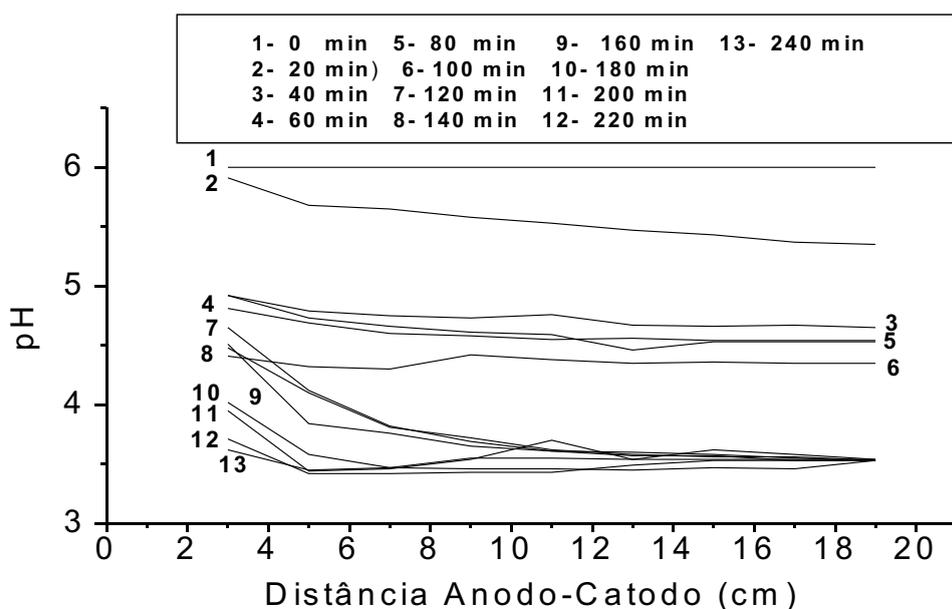


Figura 3. Gradiente de pH para tempos crescentes. Medidas realizadas em meio água/fenol para períodos diversos de operação.

CT/34, CNPDIA, set/2000, p.5

Nas condições de laboratório aqui apresentadas, as melhores eficiências obtidas foram para períodos superiores a 100 minutos de operação, reduzindo o pH médio do meio para valores aceitáveis. As análises complementares por absorção de UV, realizadas em amostras coletadas na região dos eletrodos estão na Figura 4. Observa-se redução da intensidade da absorção do fenol no comprimento de onda típico, ao longo do tempo de aplicação da carga. Após 4 horas valores similares são medidos na região do catodo (4) e na célula (2) indicando remoção do sistema e o estabelecimento de condições homogêneas.

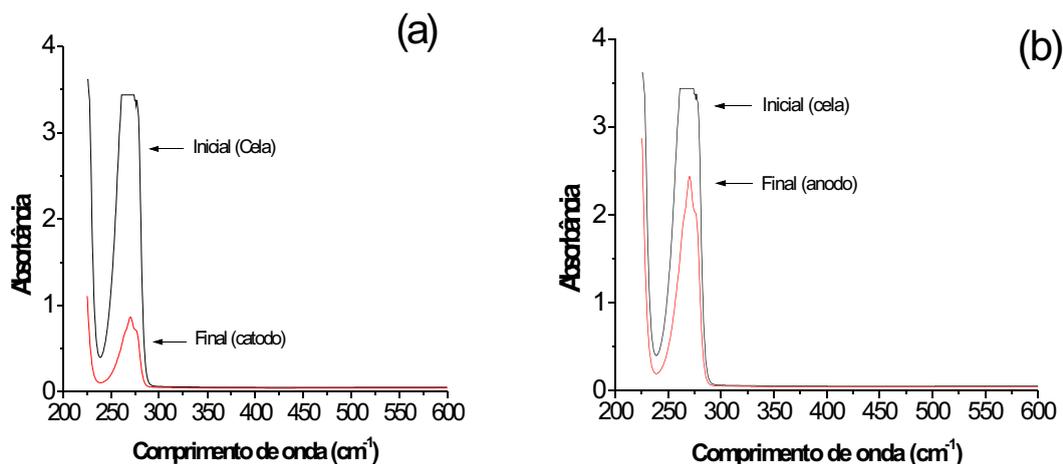


Figura 4. Espectro de UV-VIS das amostras contidas na cela, (a) comparação entre amostras coletadas no início e no final do experimento, na região do catodo; (b) análise similar na região do anodo.

Os resultados confirmam o processo eletrosmótico, com o estabelecimento da migração do fenol na direção do anodo devido a polaridade ser contrária ao campo. Após aplicações de correntes em tempos definidos tem-se a redução da quantidade de contaminante no meio, apresentando a estabilização dos parâmetros medidos.

Este trabalho confirma o potencial de emprego da técnica de eletrosmose na purificação de água contaminada por compostos químicos. Indicando que montagens experimentais simples e práticas poderão apresentar alta eficiência na migração de impurezas tornando-se uma técnica promissora na aplicabilidade *ex-situ*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACAR, Y. B.; GALE, R. J.; PUTNAM, G.A.; HAMED, J. and WONG, R.L., (1990). Electrochemical processing of soils: theory of pH gradient development by diffusion, migration, and linear convection, **J. Environmental Science and Health**, Vol. 25, No 6, pp. 687-714.

BRETT, C. M. A.; BRETT, A. M. O. (1993). **Electrochemistry: Principles, Methods, and Applications**. 1. ed. New York: Oxford University Press. 427p.

CT/34, CNPDIA, set/2000, p.6

CROCKFORD, H. D. (1977). **Fundamentos de físico-química**. 1. ed. Rio de Janeiro: LTC. 383p.

HAMED, J., ACAR, Y.B. and GALE, R.J., (1991), Pb(II) Removal From Kaolinite by Electrokinetics, **J. of Geotech. Eng. Div.**, ASCE, Vol. 117, No. 2, pp. 241-271.

PAMUKCU, S. and WITTLE, J.K. (1992), Electrokinetic Removal of Selected Heavy Metals From Soil, **Environmental Progress**, Vol. 11, No.3, pp. 241-250, American Institute of Chemical Engineers.

SOLOMONS, T. W. G. (1992). **Organic Chemistry**. 5. ed. New York. John Wiley & Sons, Inc. 1198p.

SPIEGLER, K.S. (1958), Transport processes in ionic membranes, **Transactions of the Faraday Society**, Vol. 54. Part 9, 1408-1428.

TICIANELLI, E. A.; GONZALEZ, E. R. (1998). **Eletroquímica: Princípios e Aplicações**. 1 ed. São Paulo: Edusp, 224p.

WITTLE, J.K.; PAMUKCU, S., (1993), Electrokinetic Treatment of Contaminated Soils Sludges and Lagoons, **Final Report, Contract No. 02112406, DOE/CH-9206**, Argonne National Laboratory, Chicago, IL.