

ESTUDOS SOBRE O DESEMPENHO DE BARREIRAS REATIVAS: TRANSPORTE DE MASSA

Studies on the performance of reactive barriers: mass transport

ALEXANDRE DUARTE GUSMÃO*, TÁCIO MAURO PEREIRA DE CAMPOS**, EURÍPEDES DO AMARAL VARGAS JR. ** e MANOEL DE MELO MAIA NOBRE***

RESUMO - A água subterrânea é a única fonte de água potável para muitas pessoas em todo o mundo, especialmente nas áreas rurais. No Brasil, a exploração da água subterrânea tem mostrado um forte incremento nas últimas décadas, sendo que se estima-se que 35% da população brasileira faça uso deste recurso, para atendimento da sua demanda doméstica. A contaminação da água subterrânea constitui, portanto, uma das maiores preocupações dos órgãos de proteção ambiental, pois pode provocar não apenas graves problemas de saúde pública, mas também limitar o desenvolvimento econômico de determinadas regiões. A técnica mais comumente utilizada na remediação de aquíferos é o *pump-and-treat*, que possui várias restrições físicas e químicas que limitam a sua eficácia. Uma das mais promissoras técnicas de remediação alternativas ao *pump-and-treat* é o tratamento passivo *in situ* dos contaminantes, através de materiais porosos e reativos (reatores), que são colocados no aquífero para interceptar a pluma de contaminação. Este trabalho apresenta resultados de um estudo paramétrico para avaliar o transporte de massa na barreira reativa em função dos seus parâmetros (taxa de degradação, velocidade de fluxo, retardamento e espessura do reator). O trabalho apresenta também um modelo simplificado, com as respectivas soluções analíticas, que permitem o dimensionamento dos reatores.

SYNOPSIS - Groundwater is the unique source of drink water for many people in the world, especially in rural zones. In Brazil, its exploration has increased in the last decades. It is estimated that 35% of the Brazilian population use this resource for their domestic demand. Therefore, the groundwater contamination must be one of the largest environmental protection agencies' concern, because it can cause public health problems and limit the economic development in some regions. The most used technology to control and remediate groundwater is the so called pump and treat, which has several chemical and physical restrictions, limiting its efficiency. Among the emerging technologies alternatives to that of pump and treat, one of the most promising is the *in situ* treatment of the contaminants through reactive and porous materials (reactors), which are placed in the aquifer to intercept and degrade the contaminant plume. This paper presents the results of a parametric study aiming to evaluating the mass transport in the reactive barrier as function of its parameters (degradation rate, flow velocity, retardation factor and reactor thickness). The paper also presents a simplified model, which can be applied to the design of the reactors, as well as its analytical solution.

1 - INTRODUÇÃO

A água subterrânea é a única fonte de água potável para muitas pessoas em todo o mundo, especialmente nas áreas rurais. Segundo Fetter (1993), nos Estados Unidos mais da

* Doutorando, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil

** Professor Associado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil

*** Professor Adjunto, Universidade Federal de Alagoas, Brasil

metade da população depende da água subterrânea como fonte de água potável. Em outros países como a Arábia Saudita, Dinamarca e Malta, as águas subterrâneas são o único recurso disponível.

A exploração da água subterrânea no Brasil, tanto para o abastecimento público como privado, tem mostrado um forte incremento nas últimas décadas. Estima-se que 35% da população brasileira faça uso deste recurso, para atendimento da sua demanda doméstica. No Estado de São Paulo, mais de 60% dos núcleos urbanos são supridos total ou parcialmente por água subterrânea, através da rede pública. Em algumas bacias do oeste do Estado, estes números podem atingir cifras superiores a 85% (ABAS, 1997).

A contaminação da água subterrânea deve ser, portanto, uma das maiores preocupações dos órgãos de proteção ambiental, pois pode provocar não apenas graves problemas de saúde pública, mas também limitar o desenvolvimento econômico de determinadas regiões.

A Fig. 1 mostra alguns exemplos de formas de contaminação da água subterrânea. Apesar da existência de uma grande variedade de fontes de contaminação, os contaminantes podem ser classificados em dois tipos distintos: (i) contaminantes miscíveis com a água, que incluem, em particular, substâncias inorgânicas (metais, nutrientes, etc); (ii) contaminantes não miscíveis com a água ou NAPLs (*Non Aqueous Phase Liquids* - Fase Líquida Não Aquosa), que envolvem, em particular, substâncias orgânicas tais como lubrificantes, solventes e pesticidas.

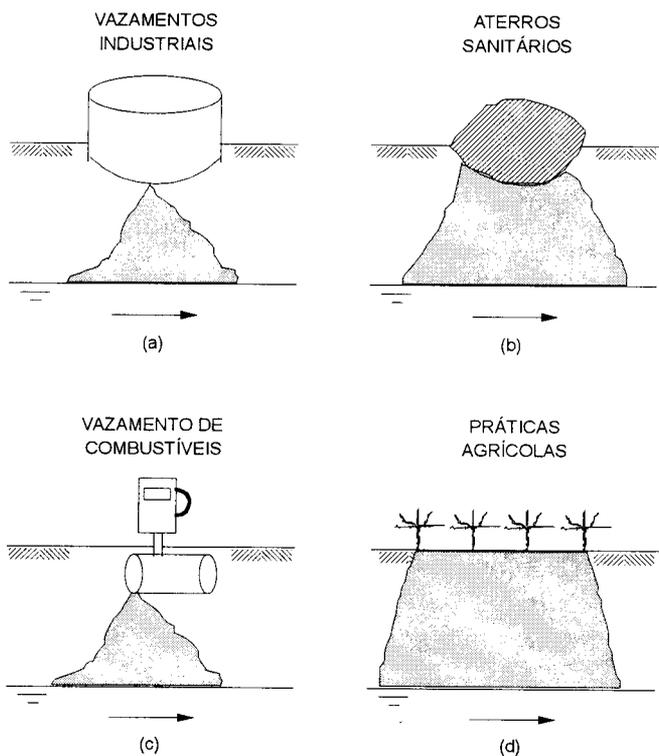


Fig. 1 - Fontes de contaminação da água subterrânea

Quando ocorre um derramamento de um NAPL na superfície do terreno, o líquido migra para baixo através da zona não saturada do subsolo. Há, então, a formação de gânglios do líquido, que ficam retidos nos poros do solo, criando uma fase denominada de residual. No

caso dos NAPLs com densidade menor que a da água (LNAPLs), o líquido se deposita no topo da franja capilar. Em presença dos NAPLs com densidade maior que a da água (DNAPLs), o líquido continua a migrar para baixo através da zona saturada, até toda a sua massa ser distribuída como fase residual ou até encontrar uma camada impermeável, formando uma fase livre (Fig.2).

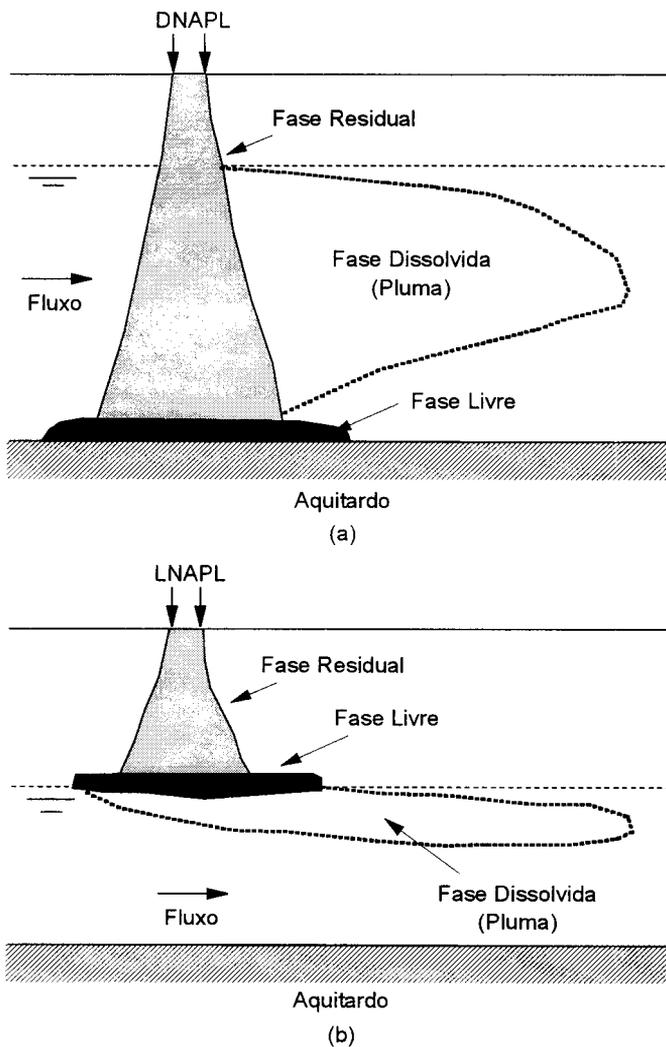


Fig. 2 - Migração de NAPL em um aquífero

Subsequentemente, tanto a fase livre quanto a residual irão dissolver os contaminantes na água subterrânea, formando uma pluma de contaminação. A duração da dissolução depende da massa do NAPL e da sua taxa de dissolução na água subterrânea, que é afetada

por diversos fatores, tais como a solubilidade do contaminante e a velocidade de fluxo do aquífero (Blowes et al., 1995).

Segundo Borden e Kao (1992), a dissolução do contaminante residual na água subterrânea, ao longo do tempo, é função do tamanho dos gânglios presentes nos poros do solo, e apresenta três fases bem distintas (Fig.3). Durante a Fase 1, os gânglios menores, que possuem uma alta relação entre área de superfície e volume, podem trocar massa rapidamente com a fase aquosa, e a concentração tenderia ao equilíbrio, ou seja, a um valor próximo ao da solubilidade efetiva do composto na água. A Fase 2 representa a transição entre a dissolução dos gânglios menores para os maiores, e é observado um acentuado declínio na dissolução do composto. A Fase 3 se caracteriza pela dissolução dos gânglios maiores, com uma baixa taxa de transferência de massa do NAPL residual para a água. Diversos trabalhos experimentais têm mostrado este tipo de comportamento (Bicalho, 1997)

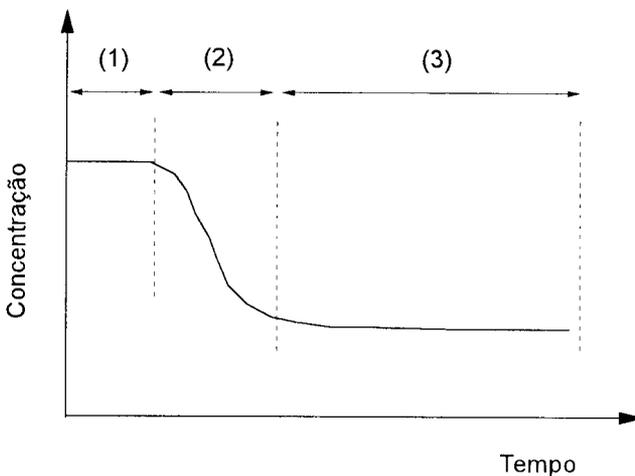


Fig. 3 - Dissolução da fase residual de um NAPL na água subterrânea

Como pode ser observado na Fig. 3, a partir da Fase 2 a dissolução diminui bastante, e a taxa de remoção do NAPL residual é muito baixa. Isto faz com que uma solução de remediação do tipo *pump-and-treat*, que consiste no bombeamento da água contaminada e posterior tratamento em superfície, possa ser necessária por anos ou décadas, onerando demasiadamente o sistema. Além deste fato, diversos outros fatores podem aumentar o tempo necessário ao bombeamento, tais como o retardamento geoquímico dos contaminantes, remoção incompleta na fonte, heterogeneidades geológicas e caracterização inadequada do contaminante. Diante de tais limitações, diversas técnicas alternativas têm sido pesquisadas, incluindo as barreiras reativas, cuja utilização tem se acentuado nos últimos anos em vários países.

O presente trabalho tem como objetivo fazer uma avaliação dos fatores influentes no transporte de massa através de barreiras reativas, em complementação a investigações similares, referentes ao dimensionamento hidráulico destas barreiras, cujos resultados estão apresentados em um artigo anterior (Gusmão et al, 1997a). O trabalho, como um todo, está inserido em uma pesquisa, que está sendo desenvolvida no Departamento de Engenharia Civil

da PUC-Rio, sobre a remediação de um aquífero recentemente contaminado pelo vazamento de um solvente clorado (Nobre e Nobre, 1996). Esta pesquisa envolverá ainda uma série de ensaios de laboratório (equilíbrio em lote e coluna), cujos resultados serão utilizados em uma simulação numérica da remediação do local.

2 - TRATAMENTO *IN SITU*

A técnica mais comumente utilizada na tentativa de remediação de aquíferos é a de *pump-and-treat* (que pode estar associada a outros processos de tratamento). Apesar do potencial de sua utilização no controle da migração da pluma, o *pump-and-treat* possui várias restrições físicas e químicas que limitam a sua eficácia como uma estratégia de descontaminação das águas subterrâneas.

Uma das mais promissoras técnicas de remediação alternativas ao *pump-and-treat* é o tratamento passivo *in situ* dos contaminantes, através de materiais porosos e reativos (reatores), que são colocados no aquífero para interceptar a pluma de contaminação (Fig. 4). À medida que a água percola passivamente através do reator, os contaminantes vão sendo degradados, prevenindo-se a contaminação do aquífero a jusante da barreira. Esta degradação pode envolver processos físicos, químicos ou biológicos, que são função do tipo de tratamento idealizado.

Como exemplo, a Tabela 1 apresenta um resumo dos principais tipos de tratamento *in situ* pesquisados no *Waterloo Centre for Groundwater Research* (WCGR), no Canadá, bem como os seus atuais estágios de desenvolvimento (Barker et al., 1994).

As barreiras reativas são executadas escavando-se o terreno até a profundidade desejada. O reaterro deve ser feito com o material reativo até a profundidade do nível d'água freático. Desta profundidade até a superfície do terreno, o reaterro pode ser usualmente efetuado utilizando-se o próprio material escavado.

A profundidade da barreira depende da pluma de contaminação. Para o caso de plumas que se estendem do topo à base do aquífero, como é o caso da contaminação com DNAPLs, a barreira deve ser executada em toda a espessura do aquífero (Fig.5-a). Se, no entanto, a pluma ocupa apenas a parte mais superficial do aquífero, como é o caso de contaminação com LNAPLs, a barreira não necessita ser executada até a base do aquífero (Fig.5-b).

A espessura da barreira depende das concentrações de entrada e saída do contaminante, taxa de degradação, velocidade de fluxo e coeficiente de dispersão do soluto ou substância dissolvida fluindo através da barreira. Soluções analíticas para o seu dimensionamento podem ser encontradas em Eykholt e Sivavec (1995).

Para a completa remediação da pluma, a barreira reativa deve ser extensa o suficiente para que toda a pluma passe através dela. Alternativamente, as zonas reativas podem ser inseridas, de forma intercalada, ao longo de barreiras impermeáveis (Fig. 6). A combinação das paredes impermeáveis com os reatores *in situ* é denominada de *funnel-and-gate* (O'Hannesin e Gillham, 1992; Starr e Cherry, 1992, 1994; Smyth et al., 1994), aqui batizada de funil-e-comporta.

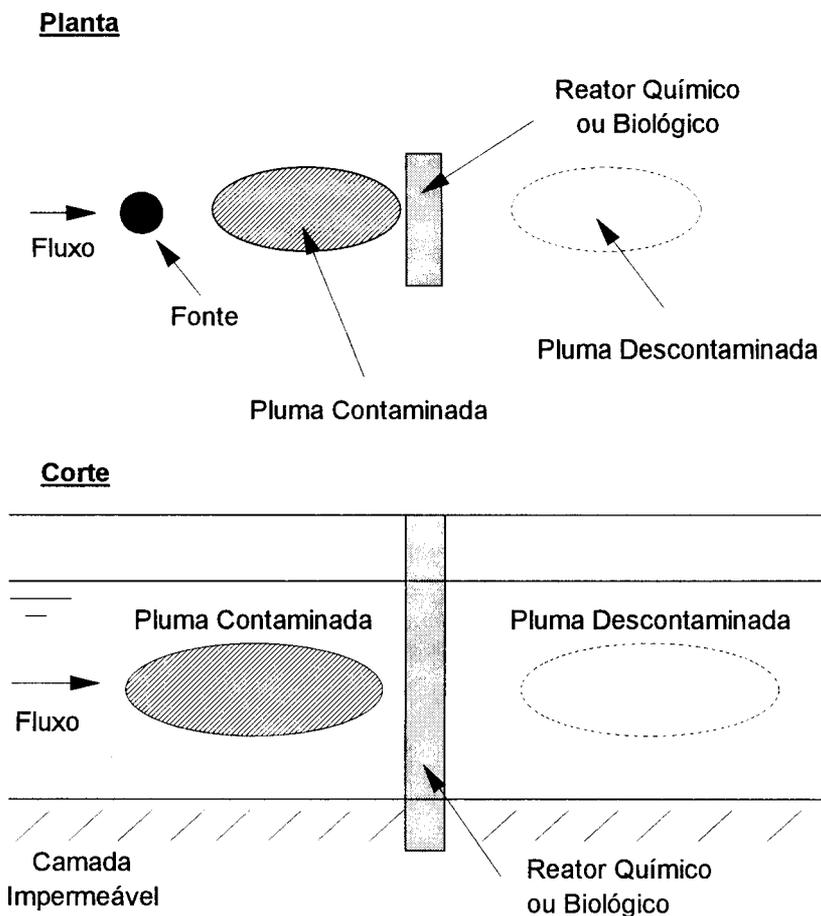


Fig. 4 - Tratamento passivo *in situ* da água subterrânea

Para a completa remediação da pluma, a barreira reativa deve ser extensa o suficiente para que toda a pluma passe através dela. Alternativamente, as zonas reativas podem ser inseridas, de forma intercalada, ao longo de barreiras impermeáveis (Fig. 6). A combinação das paredes impermeáveis com os reatores *in situ* é denominada de *funnel-and-gate* (O'Hannesin e Gillham, 1992; Starr e Cherry, 1992, 1994; Smyth et al., 1994), aqui batizada de funil-e-comporta.

A localização e o dimensionamento do *funnel-and-gate* devem levar em consideração os aspectos hidrogeológicos do local e as características do contaminante (Starr e Cherry, 1994; Gusmão et al., 1997a).

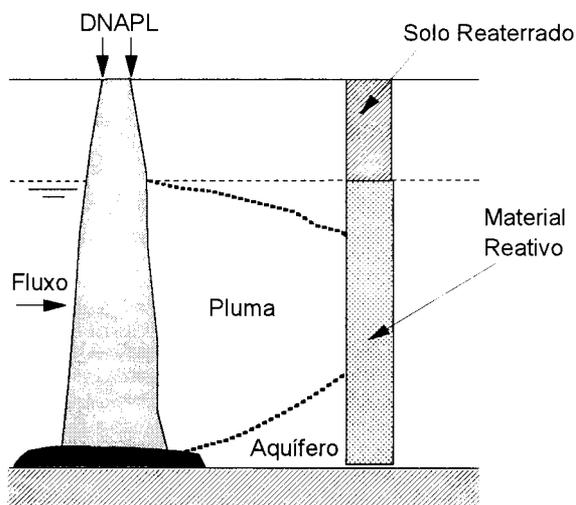
A utilização dos reatores *in situ* apresenta uma série de vantagens em relação à do *pump-and-treat*. A Tabela 2 apresenta algumas características destas duas técnicas.

Segundo estimativa de Fairweather (1996), o custo médio total do tratamento passivo *in situ* equivale a cerca de 50% do custo para a remediação convencional através do *pump-and-treat*. Esta redução de custos tem motivado o projeto de diversas barreiras reativas nos Estados Unidos e Canadá nos últimos dois anos.

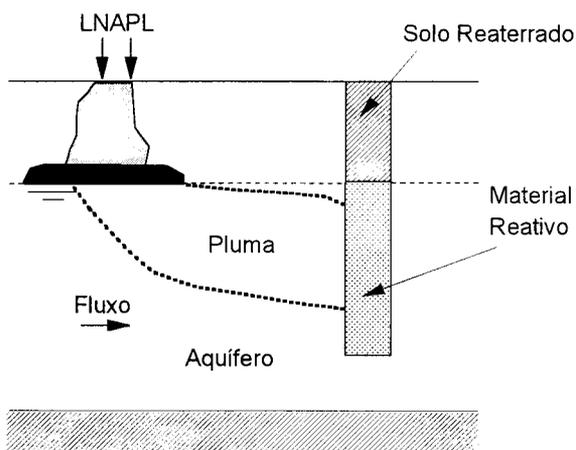
Tabela 1
Tratamentos *in situ* de aquíferos pesquisados no WCGR (Barker et al., 1994)

TÉCNICA DE REMEDIAÇÃO	TIPO DE CONTAMINANTE	ESTÁGIO DE DESENVOLVIMENTO
-Remediação passiva usando bioremediação aeróbia natural	BTEX	-Usada a mais de 20 anos
-Bioremediação <i>in situ</i> utilizando-se O ₂ e NO ₃ ⁻	BTEX	-Experimentos de laboratório
-Bioremediação <i>in situ</i> utilizando-se injeção de nutrientes	Diversos tipos de contaminantes orgânicos	-Experimentos de laboratório e protótipos no campo
-Oxidação química	Diversos tipos de contaminantes orgânicos	-Experimentos de laboratório e protótipos no campo
-Decloração redutiva catalisada por ferro	Organoclorados, especialmente os solventes	-Tentativa piloto e aplicação em larga escala
-Denitrificação	Águas contaminadas com NO ₃ ⁻	-Protótipos
-Remoção de fosfato	Águas contaminadas com PO ₄ ⁻³	-Experimentos de laboratório
-Remoção de metais através de reações de oxi-redução	Cromo e outros metais tóxicos	-Protótipos
-Sorção de orgânicos	Compostos orgânicos hidrofóbicos	-Protótipos

Fairweather (1996) apresentou os dados de um projeto de tratamento passivo *in situ* de solventes clorados executado em uma indústria em Sunnyvale, Califórnia. O sistema, executado em Dezembro de 1994, consistiu de 162m de parede diafragma plástico ao longo da área contaminada, e um reator com ferro granular e areia com 12m de comprimento, 4m de profundidade e 1,20m de espessura. Segundo os estudos de viabilidade, o custo total do tratamento equivale ao custo de três anos de operação e manutenção de um sistema equivalente de *pump-and-treat*. Neste projeto, a vida útil do material reativo foi estimada em cerca de 10 anos.



Aquitardo
(a)



Aquitardo
(b)

Fig. 5 - Profundidade da barreira reativa

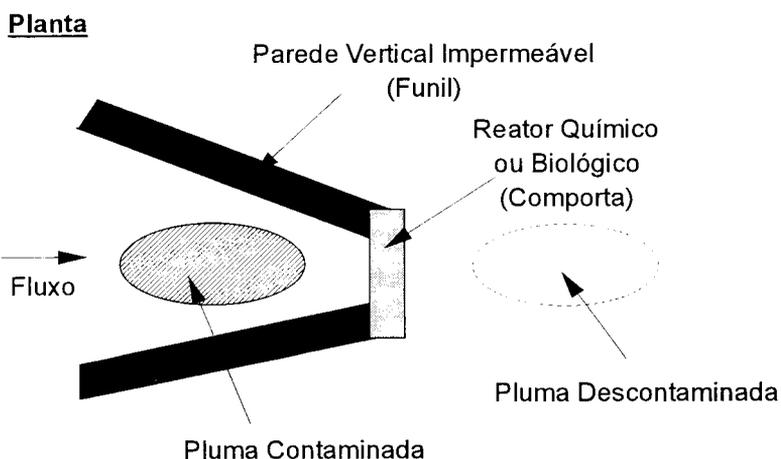


Fig. 6 - Técnica do *funnel-and-gate*

Tabela 2
Características das técnicas de *pump-and-treat* e tratamento passivo

CARACTERÍSTICAS	<i>PUMP-AND-TREAT</i>	TRATAMENTO PASSIVO
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> -Menor custo de instalação. -Maior controle do tratamento 	<ul style="list-style-type: none"> -Baixo custo de operação e manutenção. -Não necessita de fornecimento contínuo de energia (tratamento passivo). -Não necessita de espaço livre na superfície.
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> -Elevado custo de operação e manutenção. -O tempo de operação pode ser excessivamente longo. -É praticamente impossível a completa remoção dos contaminantes. -Necessita de contínuo fornecimento de energia para a operação do sistema. -Necessita de uma área para o tratamento na superfície. -Podem haver problemas técnicos e legais na descarga da água tratada. 	<ul style="list-style-type: none"> -Elevado custo de instalação -O tempo de operação pode ser excessivamente longo. -Pode ser necessária a troca do material reativo após um certo período de operação. -Pode haver obstrução da barreira devido à precipitação de substâncias inorgânicas ou à ação de microorganismos.

3 - ESTUDO PARAMÉTRICO

Com o objetivo de avaliar os fatores influentes no desempenho das barreiras reativas, foi desenvolvido um estudo paramétrico, cujos resultados são apresentados neste trabalho. Foi analisado o transporte de massa na barreira reativa em função dos seus parâmetros (tempo de meia vida, retardamento, espessura do reator e velocidade de fluxo).

Apesar de se tratar de um problema de fluxo tridimensional em meio poroso, uma maneira simplificada para se fazer o dimensionamento do reator é considerar o modelo de transporte unidimensional do contaminante (Eykholt e Sivavec, 1995).

São admitidas as seguintes hipóteses simplificadoras:

- Validade da Lei de Fick
- Sorção linear
- Reações de degradação de primeira ordem:

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-\mu \cdot t} \quad (1)$$

onde: C(t) - Concentração do contaminante no tempo
C₀ - Concentração inicial
 μ - Taxa de degradação do contaminante

O tempo de meia vida (T_{50}) pode ser definido como o tempo necessário para que a concentração inicial se reduza à metade do seu valor. Portanto, através da Equação (2), tem-se:

$$T_{50} = \frac{\ln(2)}{\mu} \quad (2)$$

Para estas hipóteses, a equação do transporte unidimensional horizontal pode ser expressa como (Fetter, 1993):

$$\left(\frac{D}{R}\right) \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \left(\frac{v}{R}\right) \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \left(\frac{\mu}{R}\right) \cdot C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3)$$

onde: D - Coeficiente de dispersão
R - Fator de Retardamento
x - Distância
v - Velocidade de fluxo na direção horizontal

Admitindo-se que a concentração inicial do contaminante dentro do reator seja nula (condição inicial); que para qualquer tempo a concentração influente é constante, e que o

gradiente de concentração a uma distância infinita é nula (condições de contorno), tem-se as seguintes equações:

$$C(x, 0) = 0 \quad (4)$$

$$C(0, t) = C_0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial C}{\partial x}(\infty, t) = 0 \quad (6)$$

Para estas condições, a solução analítica da equação (3) é (van Genuchten, 1981):

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left\{ \begin{array}{l} \exp \left[\frac{(v-u) \cdot x}{2 \cdot D} \right] \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{(R \cdot x - u \cdot t)}{2 \cdot \sqrt{D \cdot R \cdot t}} \right] + \\ \exp \left[\frac{(v+u) \cdot x}{2 \cdot D} \right] \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{(R \cdot x + u \cdot t)}{2 \cdot \sqrt{D \cdot R \cdot t}} \right] \end{array} \right\} \quad (7)$$

onde:

$$u = v \cdot \sqrt{1 + \frac{4 \cdot \mu \cdot D}{v^2}} \quad (8)$$

erfc - Função erro complementar

Admitindo-se um reator com espessura Er , a concentração efluente estacionária é:

$$C_{ss} = C(Er, \infty) = C_0 \cdot \exp \left[\frac{(v - u) \cdot Er}{2 \cdot D} \right] \quad (9)$$

No estudo paramétrico foi desconsiderado o efeito da difusão molecular. A dispersividade no reator foi considerada igual a 10% da sua espessura. Assim, o coeficiente de dispersão pode ser calculado como:

$$D = 0,1 \cdot Er \cdot v \quad (10)$$

Foi utilizado o *software MATHCAD* para a resolução das equações (7) e (9). Os parâmetros adotados nas análises são representativos do sítio contaminado com o solvente clorado apresentado por Nobre e Nobre (1996). Foram consideradas as seguintes faixas de variação para os parâmetros envolvidos: tempo de meia vida (12 a 96 horas); fator de retardamento (1 a 8); espessura do reator (0,5 a 2 m); e velocidade de fluxo no reator (100 a 800 m/ano).

A Fig. 7 mostra um exemplo de perfil de concentração ao longo de um reator com 1 m de espessura. A condição estacionária é atingida após 15 dias, o que corresponde a um volume percolado igual 8,2 vezes o volume de poros do material do reator. O valor da concentração efluente estacionária é cerca de 32% da concentração inicial.

Efeito do tempo de meia vida

A Fig. 8 mostra a variação da concentração efluente ao longo do tempo para diferentes valores de T_{50} . Observa-se que os valores da concentração efluente estacionária (C_{ss}) são diretamente proporcionais aos valores de T_{50} , ou seja, quanto maior o tempo de meia vida, menor será a degradação do contaminante. Observa-se também que o tempo necessário para que se atinja a condição estacionária diminui à medida que aumenta o valor de T_{50} .

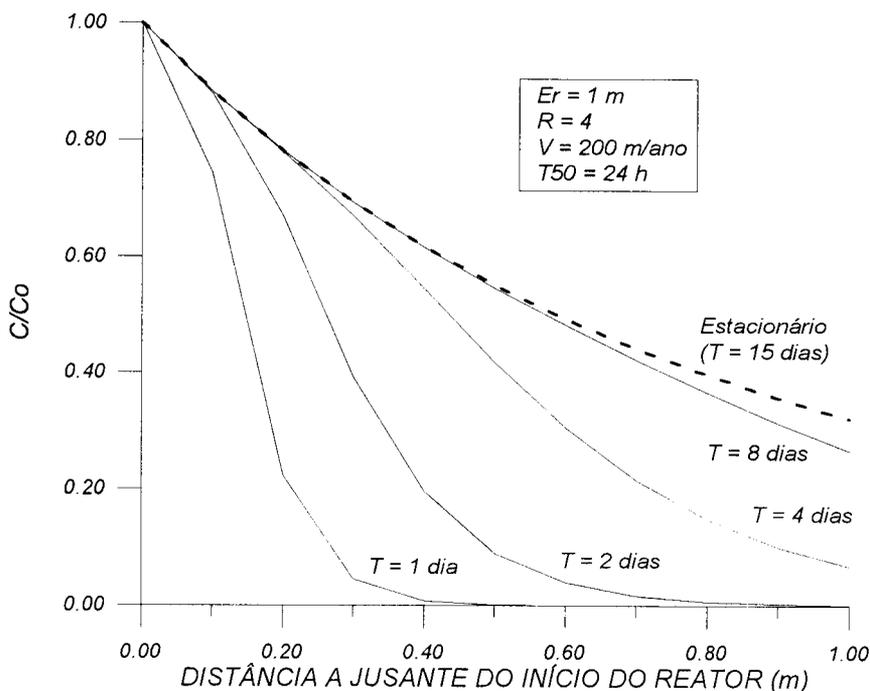


Fig. 7 - Perfil de concentração ao longo do reator

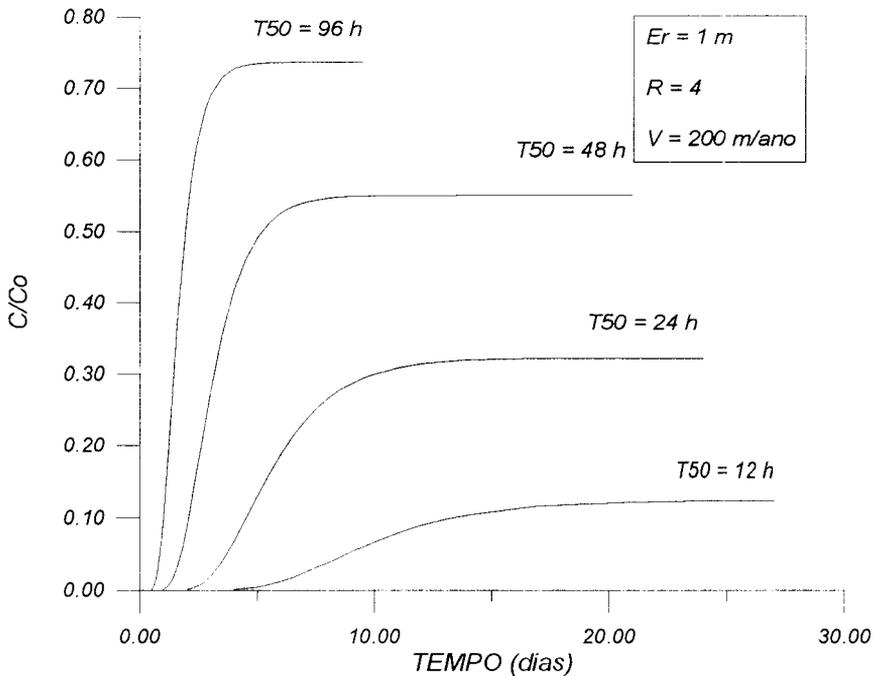


Fig. 8 - Variação da concentração efluente ao longo do tempo

Efeito do retardamento

A Fig. 9 mostra a variação da concentração efluente ao longo do tempo para diferentes valores do fator de retardamento. Observa-se que quanto maior o valor de R , maior será o tempo necessário para que se atinja a condição estacionária. A concentração efluente estacionária, no entanto, independe do valor do fator de retardamento.

Efeito da espessura do reator

A Fig. 10 mostra a variação da concentração efluente ao longo do tempo para diferentes espessuras do reator. Observa-se que quanto maior a espessura do reator, maior será o tempo de retenção do contaminante e, conseqüentemente, maior será a sua degradação. Observa-se também que o tempo necessário para que se atinja a condição estacionária cresce à medida que a espessura do reator cresce.

Efeito da velocidade de fluxo

A Fig. 11 mostra a variação da concentração efluente ao longo do tempo para diferentes velocidades de fluxo. Observa-se que quanto maior a velocidade de fluxo, menor será o tempo de retenção do contaminante e, conseqüentemente, a sua degradação. Observa-se que a condição estacionária é atingida primeiro para as maiores velocidades.

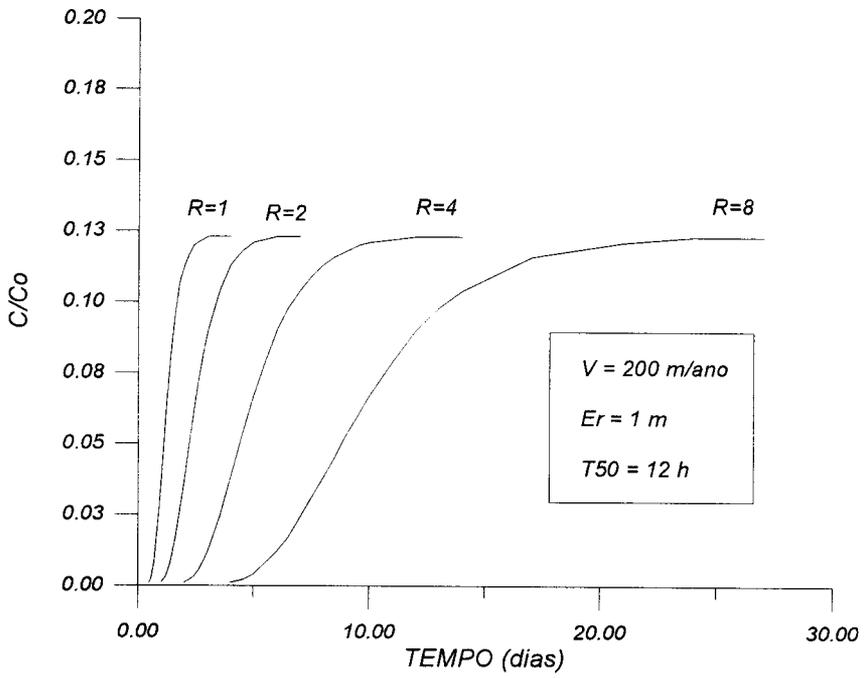


Fig. 9 - Variação da concentração efluente ao longo do tempo

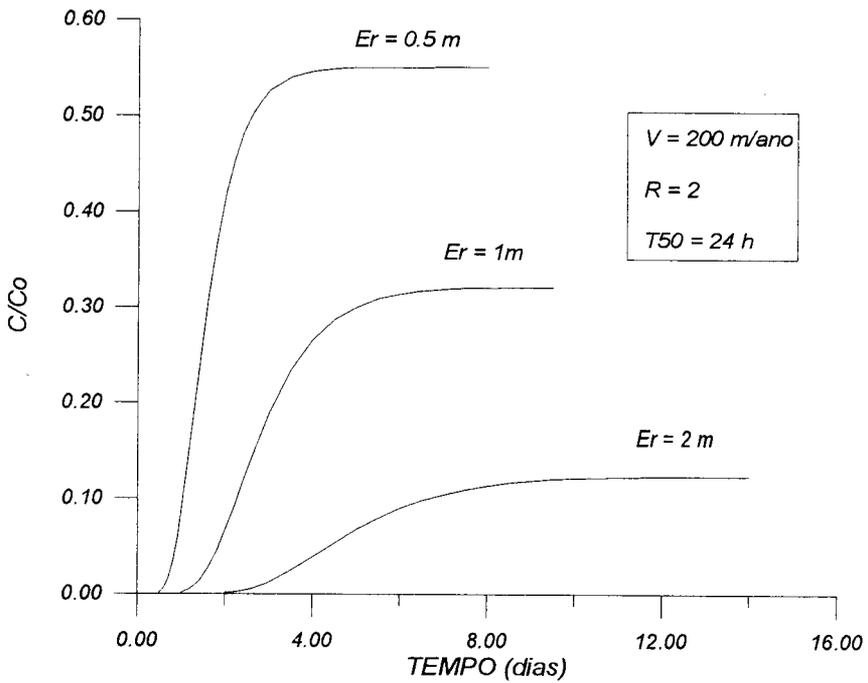


Fig. 10 - Variação da concentração efluente ao longo do tempo

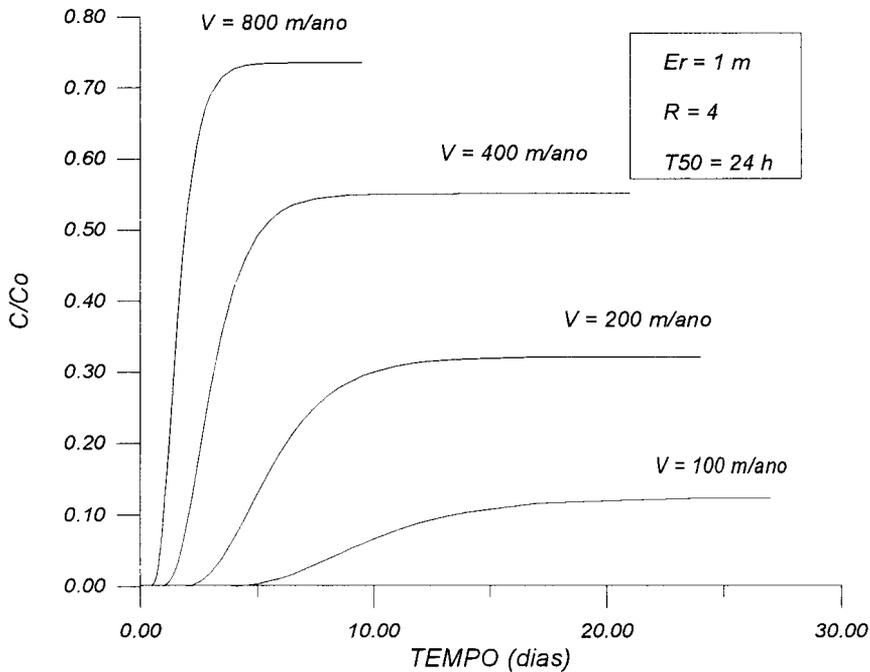


Fig. 11 - Variação da concentração efluente ao longo do tempo

4 - DIMENSIONAMENTO DO REATOR

O dimensionamento do reator, como foi visto anteriormente, depende fundamentalmente de três parâmetros: velocidade de fluxo, concentração efluente e tempo de meia vida do contaminante dissolvido na água.

A velocidade de fluxo depende das condições hidrogeológicas e da configuração da barreira reativa (Gusmão et al., 1997). A concentração efluente depende do tipo de contaminante e do uso que se pretende da água subterrânea, sendo geralmente fixada pelos órgãos de controle ambiental. O tempo de meia vida depende do contaminante e do material reativo, podendo ser estimado a partir de ensaios de laboratório (e.g. equilíbrio em lote, coluna).

A partir das equações (9) e (10), a espessura do reator pode ser calculada através da seguinte expressão:

$$Er = \frac{v \cdot \ln(C_{ss} / C_o)}{10 \cdot \mu} \cdot [\ln(C_{ss} / C_o) - 10] \quad (10)$$

As Figs. 12 e 13 mostram gráficos que permitem o cálculo da espessura do reator para uma determinada situação. Observa-se, por exemplo, que para se ter uma redução de 4 ordens

de magnitude na concentração inicial de um contaminante com um tempo de meia vida de 4 horas e velocidade de fluxo de 80 m/ano, a espessura mínima do reator deve ser igual a 1 m.

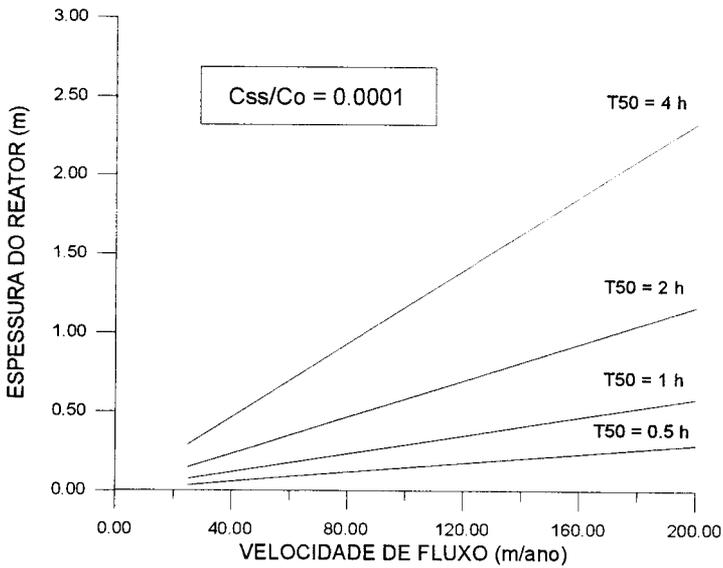


Fig. 12 - Espessura do reator em função da velocidade de fluxo

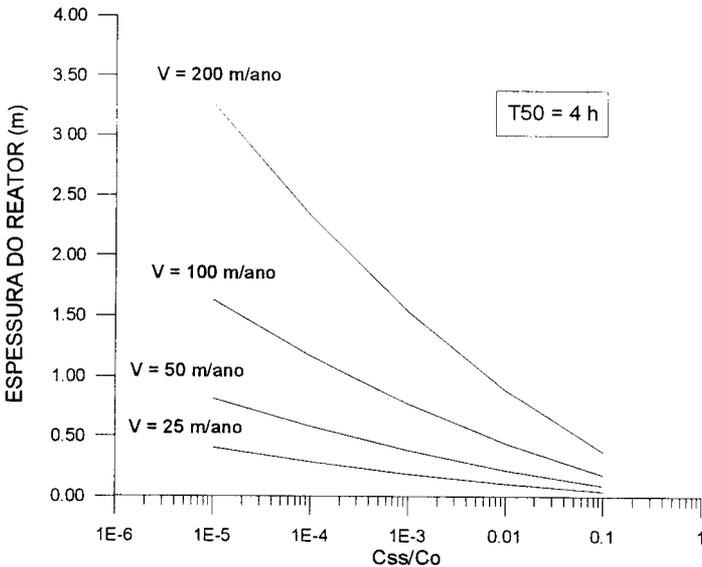


Fig. 13 - Espessura do reator em função da concentração efluente

Nobre e Nobre (1996) apresentaram um caso real de contaminação de aquífero provocado pelo vazamento de um tanque de estocagem de 1,2 dicloroetano, que é um organoclorado utilizado na fabricação do PVC. Para conter a pluma de contaminação, foi construída ao redor do tanque uma parede diafragma plástica de cimento e bentonita, com

comprimento de 150m, espessura de 0,60m e cerca de 11m de profundidade. Admitindo-se uma redução de 4 ordens de magnitude na concentração inicial do contaminante, e que a velocidade de fluxo no reator seja igual a 100 m/ano (equivalente a quatro vezes a velocidade natural do aquífero), o máximo valor do tempo de meia vida da degradação do contaminante deve ser de 2 horas, para que se possa encaixar o reator na própria parede diafragma (reator com espessura máxima de 0,60m). Estão sendo programados diversos ensaios de equilíbrio em lote e de coluna, para a determinação do tempo de meia vida da degradação do 1,2 dicloroetano na presença de ferro granular, com o objetivo de se avaliar a viabilidade da sua utilização no tratamento *in situ* neste local.

5 - CONCLUSÕES

O tratamento passivo *in situ* através das barreiras reativas tem se mostrado como uma das mais promissoras técnicas de remediação alternativas ao *pump-and-treat*. O trabalho apresentou os aspectos básicos de projeto, bem como uma avaliação de diversos fatores influentes no transporte de massa das barreiras (velocidade de fluxo, tempo de meia vida, espessura do reator e retardamento). O trabalho apresenta também um modelo simplificado, com as respectivas soluções analíticas, que permitem o dimensionamento dos reatores.

AGRADECIMENTOS

Os resultados apresentados no presente trabalho fazem parte da pesquisa de doutoramento em engenharia civil desenvolvida pelo primeiro autor, no Departamento de Engenharia Civil da PUC-Rio, sob a orientação dos demais autores.

O primeiro autor agradece o apoio financeiro recebido da Universidade de Pernambuco, Escola Técnica Federal de Pernambuco e PICDT/CAPES.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAS - Boletim Informativo da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, Nº70, 8pp., 1997.
- BICALHO, K.V. - *Dissolução de Gasolina em Presença de Água e Etanol*. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Civil, PUC, Rio de Janeiro, 163pp., 1997.
- BLOWES, D.W.; PTACEK, C.J.; CHERRY, J.A.; GILHAM, R.W. e ROBERTSON, W.D. - *Passive Remediation of Groundwater Using in Situ Treatment Curtains*. ASCE, Geoenvironment 2000, New Orleans, Vol.2, pp.1588-1607, 1995.
- BORDEN, R.C. e KAO, C.M. - *Evaluation of Groundwater Extraction for Remediation of Petroleum-Contaminated Aquifers*. Water Environment Research, Vol.64, Nº1, pp.28-36, 1992.
- EYKHOLT, G.R. e SIVAVEC, T.M. - *Contaminant Transport Issues for Reactive-Permeable Barriers*. ASCE, Geoenvironment 2000, New Orleans, GSP Nº46, Vol.2, pp.1608-1621, 1995.
- FAIRWEATHER, V. - *When Toxics Meet Metal*. Civil Engineering, ASCE, May, pp.44-48, 1996.
- FETTER, C.W. - *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company, 458p, 1993.

- GUSMÃO, A.D.; de CAMPOS, T.M.P.; VARGAS Jr., E.A. e NOBRE, M.M.M. - *Estudos sobre o Desempenho de Barreiras Reativas: Dimensionamento Hidráulico*. Revista Geotecnia, nº 80, Lisboa, 1997.
- NOBRE, M.M.M. e NOBRE, R.C.M. - *Utilização de uma Parede Diafragma Plástica no Controle de uma Contaminação por Organoclorados*. 3º Seminário de Engenharia de Fundações Especiais e Geotecnia, São Paulo, Vol. 1, pp.69-81, 1996.
- O'HANNESIN, S.F. e GILLHAM, R.W. - *A Permeable Reaction Wall for in situ Degradation of Halogenated Organic Compounds*. 45th Canadian Geotechnical Society Conference, Toronto, 5pp., 1992.
- SMYTH, D.J.A.; CHERRY, J.A. e JOWETT, R.J. - *Funnel-and-Gate for in situ Groundwater Plume Containment*. Superfund XV, Washington, 10pp., 1994.
- STARR, R.C. e CHERRY, J.A. - *Applications of Low Permeability Cutoff Walls for Groundwater Pollution Control*. 45th Canadian Geotechnical Society Conference, Toronto, 9pp., 1992.
- STARR, R.C. e CHERRY, J.A. - *In situ Remediation of Contaminated Groundwater: The Funnel-and-Gate System*. Groundwater, Vol.32, Nº3, pp.465-476, 1994.