

UM MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DA DISPERSIVIDADE DE SOLOS FINOS DE AQUÍFEROS

Heldio Pereira Villar

Escola Politécnica de Pernambuco

Praça do Internacional, 455 - Madalena - Recife, PE 50750-470

RESUMO

A dispersividade é um dos mais importantes parâmetros do solo no que diz respeito à análise de eventos envolvendo poluição. Sua determinação é baseada geralmente na percolação de uma solução através de uma coluna de solo, sendo a curva de efluentes obtida ajustada à equação de advecção-dispersão. Um método alternativo é aqui proposto, com uma centrífuga geotécnica sendo empregada para acelerar os processos migratórios. A comparação com os métodos convencionais indica que os ensaios podem dessa forma ser realizados numa fração do tempo. Além disso, o emprego de um traçador radioativo e de vários detectores colocados em profundidades diferentes dentro da coluna permite que os ajustamentos sejam feitos simultaneamente para tantas curvas quanto detectores utilizados. As dispersividades obtidas para dois solos diferentes em condições de laboratório estavam de acordo com os valores esperados, o que sugere que o método seja viável para determinações dessa natureza.

ABSTRACT

The dispersivity is one of the most important parameters of a soil, as far as the assessment of polluting events is concerned. Its determination is usually based on the percolation of a solution through a soil column, followed by the adjustment of the effluent curve to the advection-dispersion equation. A variant to this method is proposed herein, with the adoption of a geotechnical centrifuge to accelerate the migration processes. Compared with conventional methods, experiments can thus be performed in a fraction of the time. Moreover, the use of a radioactive tracer and several detectors placed at different depths in the soil column allows the adjustments to be simultaneously carried out with as many curves as detectors employed. Dispersivities obtained for two different soils under laboratory conditions were in accordance with expected values, which seems to point to the feasibility of the method for determinations of this kind.

1. INTRODUÇÃO

A idéia de que os recursos hídricos vêm-se tornando cada vez mais escassos, e conseqüentemente preciosos, tem chamado a atenção para a conservação das reservas de água potável (*la Rivière, 1989*). Sabe-se que boa parte da água doce existente no planeta está armazenada em lençóis subterrâneos, de forma que a proteção desses lençóis contra a contaminação por poluentes está entre as principais ações na conservação de recursos hídricos. Assim sendo, a modelagem do comportamento do solo em relação à migração de rejeitos perigosos é fundamental para a previsão da extensão de eventos poluidores.

Os poluentes são usualmente transportados no solo em forma de solução. A solubilidade e precipitação dos contaminantes é função das diversas propriedades da água, como o pH, o potencial de oxi-redução E_n , a temperatura, etc. Uma vez em solução, os poluentes são carregados pelo aquífero por advecção, definida como o transporte de massa pelo líquido no qual a massa está dissolvida. Mesmo no caso de a contaminação se dar pelo lançamento de uma

quantidade finita de poluente, a nuvem de contaminação gerada irá com o tempo ocupar um volume cada vez maior dentro do solvente, devido basicamente à ação da difusão molecular e da dispersão mecânica.

A difusão molecular é o resultado do movimento térmico aleatório das moléculas do soluto e do solvente, de forma que independe do deslocamento da solução. Ela tende a estabelecer uma concentração uniforme do soluto no meio pelo transporte de moléculas do soluto de regiões de alta para outras de baixa concentração. A dispersão molecular, por seu turno, ocorre nos solutos transportados por advecção, sendo primariamente provocada pela ocorrência, nos canais formados pelos poros do material granular, de uma distribuição de velocidades e pela existência de diferentes caminhamentos possíveis para a solução em torno dos grãos.

A difusão e a dispersão ocorrem simultaneamente durante a migração de um soluto no solo, tendo a dispersão sua influência ditada pela velocidade de migração. Muito embora tenham origens diferentes, os efeitos de ambos os processos são similares, de forma que sua descrição matemática pode ser feita por uma única equação, sendo adotado um coeficiente único, denominado coeficiente de dispersão hidrodinâmica, que leva em conta a contribuição de cada um. Essa equação é a conhecida equação de advecção-dispersão, que em sua forma unidimensional é escrita

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_l \frac{\partial^2 C}{\partial l^2} - \bar{v}_l \frac{\partial C}{\partial l} \quad (1.1)$$

Na equação de advecção-dispersão, C é a concentração do poluente num ponto de coordenada longitudinal l no instante t , D_l é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal e \bar{v}_l é a velocidade média de migração. D_l , como já foi mencionado, deve incorporar a contribuição dos efeitos da difusão e da dispersão, e é dessa forma tomado, para velocidades de migração não muito grandes, como

$$D_l = D^* + \alpha \bar{v}_l \quad (1.2)$$

onde D^* é o coeficiente de difusão do soluto no solo, que para diversos elementos se situa na faixa de 10^{-6} cm²/s, e α uma característica própria do solo denominada dispersividade. A dispersividade pode assumir valores de 1 cm ou pouco menos no caso de solos em condições de laboratório, com valores algumas ordens de magnitude maiores sendo esperados no campo (*Gillham e Cherry, 1982*). Embora D_l dependa tanto de D^* como de α , em solos típicos de aquíferos, onde predominam coeficientes de permeabilidade superiores a 10^{-6} ou 10^{-5} m/s, mesmo com uma dispersividade da ordem de 1 cm o produto $\alpha \bar{v}_l$ será ao menos duas ordens de magnitude superior a D^* . Isso significa que o espalhamento do soluto no aquífero irá ser determinado exclusivamente pela dispersão.

A dispersividade é geralmente obtida a partir do coeficiente de dispersão hidrodinâmica (equação (1.2)), determinado por meio do ajustamento de resultados de experimentos envolvendo dispersão em meios saturados à solução da equação (1.1) (*Van Genuchten e Wierenga, 1986; Veenis e Bleuten, 1989*). Neste trabalho, um método similar aos convencionais é apresentado, com uma centrífuga geotécnica sendo empregada para acelerar a migração, do soluto, reduzindo-se dessa forma o tempo para execução de ensaios em solos finos. Um programa de computador para solução numérica da equação (1.1) foi elaborado, sendo α determinado heurísticamente, uma vez que um ajustamento ideal fosse obtido.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Aspectos experimentais

Descrição dos experimentos

A determinação do coeficiente de dispersão hidrodinâmica é feita quase que universalmente pelo ajustamento da curva de efluentes. Essa curva é obtida pela percolação, em uma coluna de solo saturado, de uma solução de concentração conhecida, procedendo-se a seguir à análise química periódica do efluente (Van Genuchten e Wierenga, 1986; Veenis e Bleuten, 1989). Uma variante a esse método é aqui proposta, com as seguintes modificações introduzidas:

- Uma quantidade finita de um traçador radioativo é lançada sobre a coluna de solo saturada, ao invés da injeção contínua de uma solução.
- Detectores de radiação colocados dentro da coluna a profundidades diferentes permitem a observação das variações da concentração da "nuvem" radioativa à medida em que ela se desloca na coluna.
- O ajustamento é então realizado não apenas levando-se em conta uma curva, como no método da curva de efluentes, mas todas as curvas registradas pelos detectores.

O emprego de uma centrífuga geotécnica para aceleração dos processos migratórios permitiu a realização de ensaios em tempos substancialmente mais curtos do que seria o caso em experimentos convencionais que, mesmo para areias, podem estender-se por algumas semanas (Veenis e Bleuten, 1989). Isso ocorre porque o coeficiente de permeabilidade é diretamente proporcional ao peso específico do líquido percolante (Scott, 1963). Como, para um mesmo líquido, o peso específico é função da gravidade, a aplicação à coluna de uma gravidade igual a Ng , $g=9,81 \text{ m/s}^2$, fará com que a migração seja N vezes mais rápida.

Demonstrações do presente método foram realizadas na centrífuga da Universidade de Manchester, na Grã-Bretanha, que pode acelerar cargas de até 3,5 t a 200 g (Craig e Rowe, 1981). Acelerações de 50 e 100 g foram adotadas. Cada coluna de solo foi preparada em um tubo de PVC de 30 cm de diâmetro e 45 cm de comprimento, como mostra a Fig. 2.1. Ao longo de uma geratriz do tubo, orifícios foram executados em profundidades diferentes, através dos quais detectores Geiger e transdutores de pressão miniaturizados foram inseridos radialmente 10 cm para dentro do solo. A camada de solo, com profundidade total de 35 cm, ficava assente sobre uma base de pedregulho com diâmetro médio de 5mm, separada dela por um filtro plástico. Essa base, altamente permeável, garantia a manutenção de linhas de fluxo virtualmente paralelas ao eixo do tubo. Uma lâmina d'água de 2,5 cm era mantida sobre o topo da coluna, de forma a se estabelecer através da coluna um fluxo em regime permanente. Um orifício logo acima da base da coluna era ligado a um tubo de cobre de 1,27 cm ($\frac{1}{2}$ " de diâmetro), que servia de dreno da coluna (ver Fig. 2.1). A altura desse tubo poderia ser variada, de forma a impor à coluna o gradiente hidráulico desejado. Os transdutores permitiam a monitoração das pressões neutras durante cada experimento, o que garantia o lançamento do traçador, por meio de uma válvula especial comandada remotamente, somente quando condições de regime permanente tivessem sido efetivamente atingidas.

Os dados provenientes dos detectores e transdutores eram coletados a intervalos regulares e enviados para um computador externo que permitia a observação da evolução do ensaio e no qual esses dados eram arquivados para análise posterior. Esses resultados tinham o formato de planilhas com as leituras dos detectores e transdutores para os instantes pré-programados.

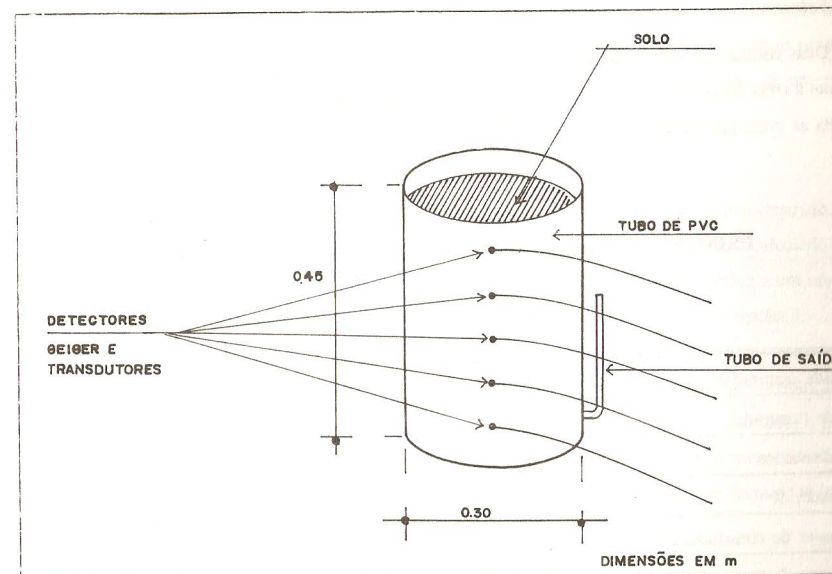


FIG. 2.1 - DIAGRAMA DA COLUNA DE SOLO

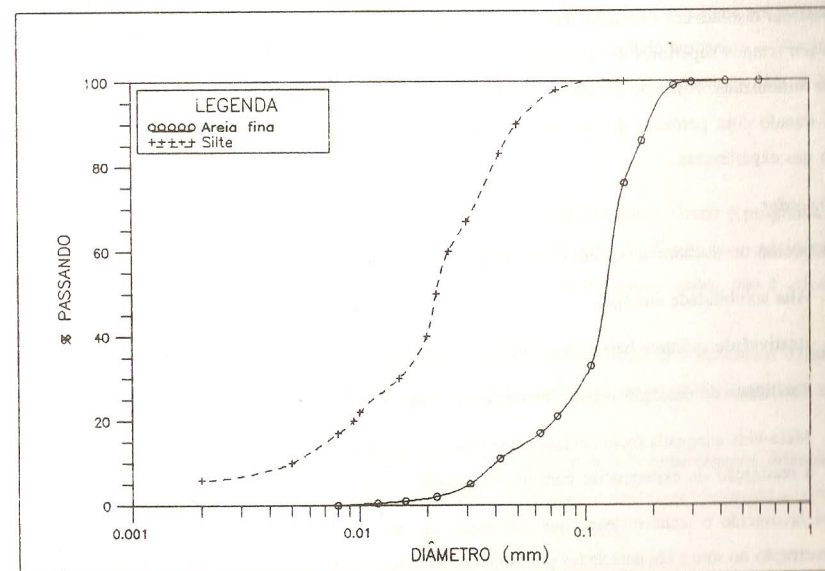


FIG. 2.2 - CURVAS GRANULOMÉTRICAS DA AREIA FINA E DO SILTE

Solos

Duas colunas de solo foram preparadas, utilizando-se sílica móda com duas granulometrias diferentes: uma equivalente a areia fina e outra a silte. As curvas granulométricas correspondentes estão mostradas na Fig. 2.2. A tabela 2.1 aponta as principais características de cada solo.

TABELA 2.1
PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS SOLOS EMPREGADOS

	AREIA FINA	SILTE
Densidade (saturada), kg/m ³	2,1x10 ³	2,1x10 ³
Umidade (saturada), %	25	19
Índice de vazios	0,67	0,50
Porosidade, %	40	33
Coefficiente de consolidação (0-250 kPa), m/s	ND	2,8x10 ⁻⁵
Coefficiente de permeabilidade, m/s	4-6x10 ⁻⁶	6x10 ⁻⁷
Coefficiente de uniformidade	3,1	5,2
Diâmetro médio dos grãos, mm	0,10	0,022

A sílica móda é quimicamente inerte, o que garantiu que reações de adsorção entre o traçador e os grãos, que tendem a retardar o soluto em relação ao solvente, não tivessem lugar. As colunas foram preparadas com solos mantidos submersos por tempos superiores a uma semana, de forma que a presença de eventuais bolhas de ar dentro dos poros foi bastante minimizada. A fim de se evitar a interferência de quaisquer agentes no processo de migração, o solo de cada coluna foi tratado com peróxido de hidrogênio, o que elimina a matéria orgânica, e unicamente água destilada foi empregada nas experiências.

Traçador

A escolha do traçador levou em conta os seguintes fatores:

- Alta solubilidade em água
- Reatividade química baixa com o solo (alta mobilidade)
- Facilidade de detecção com os tubos Geiger empregados
- Meia-vida adequada (nem tão longa que trouxesse problemas de segurança, nem tão curta que inviabilizasse a realização de experiências com diversas horas de duração)

Foi favorecido o tecnécio-99m, que tem meia-vida de 6,01 h e emite raios γ de 141 e 143 keV, que têm razoável penetração no solo e são detectados por tubos Geiger com relativa facilidade. O traçador era fornecido em forma de solução de Na^{99m}TcO₄ (pertechnetato de sódio). Nessa solução, o tecnécio aparece como TcO₄⁻ que, sendo um ânion,

tem usualmente grande mobilidade no solo. A atividade inicial injetada de traçador era de cerca de 20 MBq por experimento, correspondente a aproximadamente 2x10⁻¹⁰g, o que evidencia uma das vantagens da utilização de traçadores radioativos: a possibilidade de se trabalhar com quantidades tão pequenas que sua influência sobre as propriedades do solo seja desprezível. Como, dada sua meia-vida, o traçador ia decaindo sensivelmente ao longo de um experimento, um programa para correção das taxas de contagem obtidas foi elaborado.

2.2 O modelo numérico

Para análise dos resultados experimentais, um programa para solução da equação (1.1) foi preparado. Adotou-se, dada sua simplicidade, o método das diferenças finitas em sua forma explícita, ou seja, cada nó era calculado diretamente dos anteriores. Essa versão exige, para convergência, incrementos muito pequenos, o que conduz a um número grande de interações, mas o emprego de computadores pessoais de alta velocidade tornou viável tal opção.

A equação (1.1) dá, para uma dada coordenada, a concentração do soluto num ponto num certo instante. Nos experimentos, cada resultado proveniente de um detector era a taxa de contagem referente à contribuição da nuvem radioativa como um todo, dada a penetração dos raios γ no solo. Durante a penetração, por outro lado, o feixe de raios γ sofre atenuação com a distância, de forma que a contribuição dos átomos que compõem a nuvem diminui com sua distância ao detector considerado. Essa atenuação segue a lei do decaimento exponencial, de forma que uma correção para levar em conta esse efeito foi introduzida no modelo.

3. RESULTADOS

3.1 A normalização dos resultados

O programa desenvolvido para solução da equação da advecção-dispersão dava como resultado a evolução da concentração do traçador dentro da coluna de solo em relação a uma concentração inicial, tomada como igual a 1. Já os dados experimentais consistiam de diversas taxas de contagem, expressas em cpm (contagens por minuto). Para que pudesse ser feito o ajustamento dos dados experimentais às curvas obtidas com o modelo numérico, os resultados de cada experimento e da simulação respectiva foram normalizados respectivamente ao valor máximo para o detector mais próximo da superfície do solo, que foi tomado como 1.000.

3.2 Determinação da dispersividade α

O ajustamento das curvas à solução da equação (1.1) era feito por tentativas. Como o programa incorporava a equação (1.2), as tentativas eram feitas variando-se o valor de α . O coeficiente de difusão do tecnécio para o solo foi tomado como 8x10⁻⁶ cm²/s (Nakashima e Kita, 1989). Esse valor, como foi mencionado, não é crítico, dadas as velocidades do líquido nas experiências.

A velocidade de migração era determinada a partir das curvas experimentais, que indicavam o instante em que a nuvem radioativa passava por um dado detector. Uma vez que a distância entre os detectores era conhecida, a velocidade média de migração podia ser obtida.

As Figs. 3.1, 3.2 e 3.3 mostram o resultado dos ajustamentos para três experimentos diferentes. Os dois primeiros foram realizados com a areia fina e o terceiro com silte. A Tabela 3.1 aponta os valores de α obtidos em cada caso.

TABELA 3.1

DETERMINAÇÃO DA DISPERSIVIDADE

EXPERIMENTO N°	SOLO	\bar{v}_t (mm/min)	α (cm)
1	Areia fina	4,5	0,8
2	Areia fina	7,6	0,8
3	Silte	5,3	0,7

COMENTÁRIOS E CONCLUSÕES

A análise das Figs. 3.1, 3.2 e 3.3 aponta para um bom ajustamento dos dados experimentais às considerações teóricas. Isso foi verdadeiro mesmo para casos de velocidade de migração elevada (experimento n° 2). Os resultados obtidos para as dispersividades, por sua vez, estão situados dentro da faixa de valores prováveis para solos em condições de laboratório.

Conclui-se dessa forma, com base nos resultados preliminares apresentados, que o método aqui proposto pode converter-se em ferramenta útil para a determinação de dispersividades de aquíferos em solos finos. Novos testes devem ser realizados com outros tipos de solo e mesmo solos reais, de forma a se poder estabelecer os limites da aplicabilidade do método.

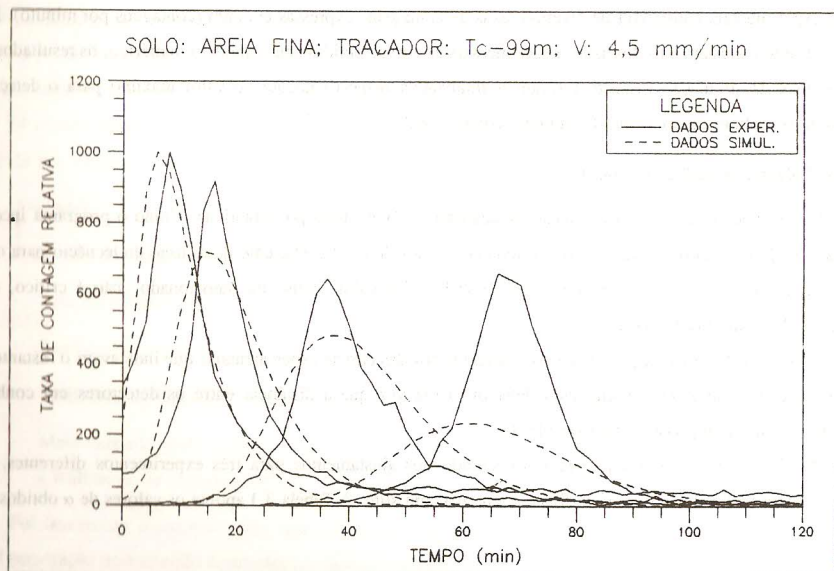


FIG. 3.1 — EXPERIMENTO No. 1: CURVAS EXPERIMENTAIS E SIMULADAS

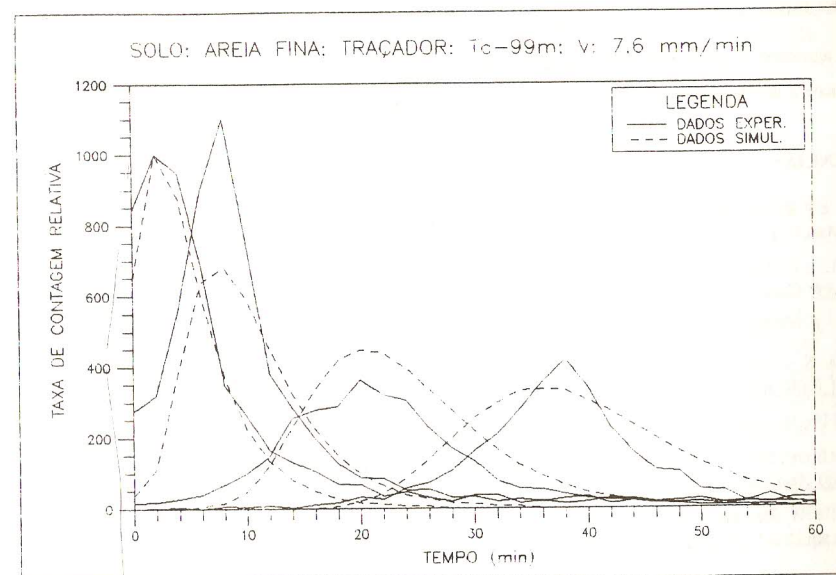


FIG. 3.2 — EXPERIMENTO No. 2: CURVAS EXPERIMENTAIS E SIMULADAS

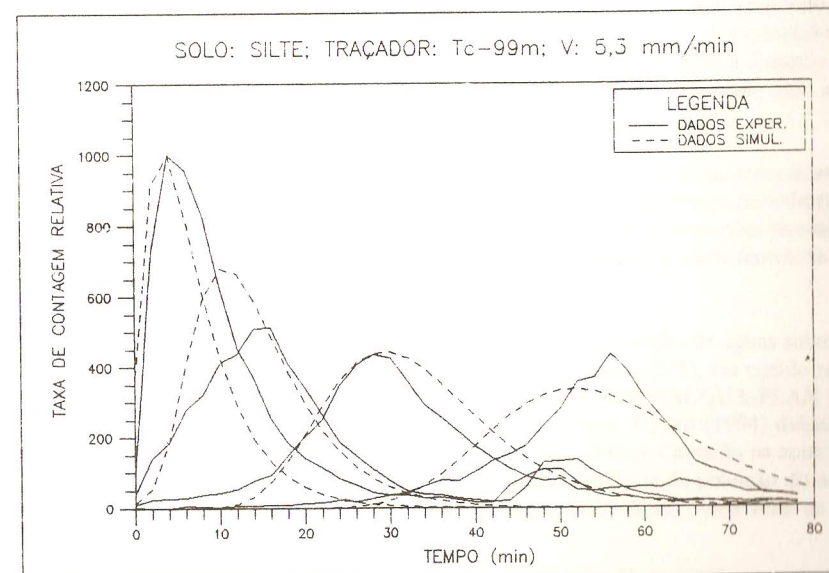


FIG. 3.3 — EXPERIMENTO No. 3: CURVAS EXPERIMENTAIS E SIMULADAS

AGRADECIMENTOS

O Autor agradece o apoio do CNPq, da FACEPE (Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco) e do Departamento de Engenharia da Universidade de Manchester (Grã-Bretanha).

REFERÊNCIAS

- Craig, W. e P.Rowe (1981) - "Operation of a geotechnical centrifuge from 1970 to 1979", Geotechnical Testing Journal, March, p.19
- Gillham, L. e J.Cherry (1982) - "Contaminant migration in saturated unconsolidated geologic deposits", Special Paper 189, Geological Society of America, p.31
- la Rivière, J. (1989) - "Threats to the world water", Sci Am 261:3, p.48
- Nakashima, S. e H.Kita (1989) - "Diffusion and fixation of a mobile radionuclide in deep sea sediments", in Disposal of Radioactive Waste in Seabed Sediments, T.Freeman, ed., Graham & Totham, Londres, p.151
- Scott, R. (1963) - Principles of Soil Mechanics, Addison-Wesley, Reading, Mass.
- Van Genuchten, M. e P.Wierenga (1986) - "Solute dispersion coefficients and retardation factors", in Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods, ASA-SSSA, Madison, p.1025
- Veenis, Y. e W.Bleuten (1989) - "The use of saturated column-experiments in the assessment of pollutant transport in aquifers", in Contaminant Transport in Groundwater, Kobus & Kinzelbach, eds., Balkema, Rotterdam, p.141