



LABORATÓRIO NACIONAL
DE ENGENHARIA CIVIL

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E AMBIENTE
Núcleo de Águas Subterrâneas

Proc. 0607/11/17765

MODELOS FÍSICOS E ENSAIOS LABORATORIAIS PARA O ESTUDO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Estudo realizado no âmbito do PIP 2009/12
“Instrumentação, ensaios *in situ* e em laboratório para
suporte à investigação do meio hídrico subterrâneo”

Lisboa • abril de 2013

I&D HIDRÁULICA E AMBIENTE

RELATÓRIO 127/2013 – DHA/NAS

MODELOS FÍSICOS E ENSAIOS LABORATORIAIS PARA O ESTUDO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

RESUMO

O presente relatório contém uma análise da tipologia de modelos físicos e de ensaios laboratoriais geralmente utilizados para o estudo de águas subterrâneas, tendo em vista a caracterização e análise dos parâmetros hidrogeológicos e de qualidade da água.

É objetivo do relatório estabelecer um conjunto de metodologias e de procedimentos laboratoriais utilizados para a quantificação de parâmetros hidrogeológicos (quantidade e de qualidade), visando a sua aplicação prática a diferentes estudos.

O relatório encontra-se estruturado da seguinte forma: (1) em primeiro lugar descreve-se o tipo de modelos físicos utilizados e seus objetivos; (2) em seguida são apresentados um conjunto de ensaios de laboratório para caracterização de meios porosos; (3) os principais tipos de modelos físicos em meio poroso, referindo os aspetos principais da construção dos modelos bem como os parâmetros físicos e químicos passíveis de serem determinados, (4) terminando com algumas considerações sobre a aplicabilidade dos modelos a estudos em hidrogeologia e qualidade da água.

PHYSICAL MODELS AND LABORATORY TESTS FOR THE STUDY OF GROUNDWATER

ABSTRACT

This report contains an analysis of the types of physical models and laboratory tests commonly used for the study of groundwater, in view of the characterization and analysis of hydrogeological parameters and water quality.

The aim of the report is to establish a set of methodologies and laboratory procedures used for quantification of hydrogeological parameters (quantity and quality), to its practical application to different studies.

The report is structured as follows: (1) firstly it describes the type of physical models used and their goals, (2) then it presents a set of laboratory tests for the characterization of porous media, (3) the main types of physical models in porous media, referring to the main aspects of the construction of the models as well as to the physical and chemical parameters that can be determined, (4) ending with some thoughts on the applicability of the models to studies in hydrogeology and quality water.

MODELES PHYSIQUES ET ESSAIS DE LABORATOIRE POUR L'ETUDE DES EAUX SOUTERRAINES

RESUME

Ce rapport contient une analyse des types de modèles physiques et des essais de laboratoire couramment utilisés pour l'étude des eaux souterraines, en vue de la caractérisation et l'analyse des paramètres hydrogéologiques et de la qualité de l'eau.

L'objet du rapport est d'établir un ensemble de méthodes et de procédures de laboratoire utilisées pour la quantification des paramètres hydrogéologiques (quantité et qualité), pour son application pratique dans les différentes études.

Le rapport est structuré comme suit: (1) décrit d'abord le type de modèles physiques utilisés et leurs objectifs, (2) présente ensuite une série de tests de laboratoire pour la caractérisation des milieux poreux, (3) les principaux types de modèles physiques dans les milieux poreux, en se référant aux principaux aspects de la construction des modèles ainsi que les paramètres physiques et chimiques qui peuvent être déterminés, (4) se terminant par quelques réflexions sur l'applicabilité des modèles pour des études en hydrogéologie et en qualité eau.

ÍNDICE DO TEXTO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MODELOS FÍSICOS E SEUS PRINCIPAIS OBJETIVOS	1
3. ENSAIOS EM LABORATÓRIO PARA CARACTERIZAÇÃO DE MEIOS POROSOS	4
3.1 Granulometria	4
3.2 Porosidade e densidade específica aparente	7
4. TIPOS DE MODELOS FÍSICOS EM MEIO POROSO	8
4.1 Aspectos gerais da construção de modelos físicos	8
4.1.1 Infraestrutura de base	8
4.1.2 Preenchimento e instrumentação	9
4.2 Formas e funções dos modelos em areia	10
4.2.1 Descrição	10
4.2.1.1 Modelos retangulares	10
4.2.1.2 Modelos cilíndricos	11
4.2.2 Parâmetros físicos passíveis de serem determinados	12
4.2.2.1 Condutividade hidráulica, velocidade de Darcy e velocidade de transporte	12
4.2.2.2 Transmissividade	13
4.2.2.3 Retenção e cedência específicas	14
4.2.2.4 Drenância	15
4.2.3 Parâmetros químicos passíveis de serem determinados	16
4.2.3.1 Transporte por convecção e dispersão	16
4.2.3.2 Retardamento	17
4.3 Escalas dos modelos em areia	19
4.3.1 Modelos em escala reduzida	19
4.3.2 Modelos em escala maior	20
5. APLICABILIDADE DOS MODELOS	21
5.1 Considerações gerais	21
5.2 Recarga artificial	21
5.3 Ensaios de traçadores	25
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	26

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 4 – Modelo elétrico analógico para a simulação do fluxo subterrâneo baseado nas semelhanças do fluxo de corrente elétrica.....	2
Fig. 1 - Exemplo de um modelo físico interativo usado no território do norte das ilhas Tiwi (Baldwin, 2012)	3
Fig. 2 – Ensaio granulométrico no DHA/NEC	5
Fig. 3 - Unidade ótica para análise granulométrica por difração laser instalada na Estação Experimental de Sedimentos Coesivos (DHA/NEC).....	6
Fig. 5 - Exemplo da estrutura de base de um modelo físico com areia (Soares <i>et al.</i> , 2003)	8
Fig. 6 - Exemplo de modelos físicos de águas subterrâneas com areia ("aquífero artificial" do NAS/DHA/LNEC)	9
Fig. 7 - Esquema e fotografia do modelo de Darcy (http://biosystems.okstate.edu/darcy/LaLoi/basics.htm).....	11
Fig. 8 - Coluna de lixiviação do NAS/DHA/LNEC para o estudo do transporte de contaminantes nas zonas saturada e não saturada do solo (Leitão, 2005).....	12
Fig. 9 - Esquema e fotografia do modelo representativo do aquífero livre e confinado (Alencão <i>et al.</i> , 2012)	14
Fig. 10 - Esquema e fotografia do modelo representativo do aquífero livre e semiconfinado (Alencão <i>et al.</i> , 2012).....	15
Fig. 11 - Modelo físico de um aquífero da Universidade de Nebraska-Lincoln (fonte: http://www.rsihillcountrywater.org/groundwater-models/).....	19
Fig. 12 - "Aquífero artificial" equipado para ensaios na zona não saturada do solo (Leitão, 1997).....	20
Fig. 13 - Vista geral da infraestrutura de monitorização do campo experimental de Alvalade do Sado .	20
Fig. 14 – Gráfico da zona de atenuação, bem como da relação entre a distância e o local de recarga artificial e da relação entre o local de captação e a concentração de poluente (Dillon <i>et al.</i> , 2009)	23
Fig. 15 - Modelos físicos <i>in situ</i> : bacias de infiltração no leito do rio Seco para ensaios no aquífero arenoso da Campina de Faro	24
Fig. 16 - Modelos físicos <i>in situ</i> : bacias de infiltração no Areal Gordo para ensaios no aquífero arenoso da Campina de Faro (Diamantino <i>et al.</i> , 2007)	24
Fig. 17 – Modelo a escala intermédia da Universidade de Vermont para o estudo de fluxos e transporte de contaminantes de águas subterrâneas (Doris <i>et al.</i> , 2012).....	25

MODELOS FÍSICOS E ENSAIOS LABORATORIAIS PARA O ESTUDO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

1. INTRODUÇÃO

A importância do recurso Águas Subterrâneas, tanto no panorama nacional como internacional, implica a adoção de um modelo de gestão integrado e sustentável. A procura de água de boa qualidade é crescente, quer para fins de consumo humano quer para utilização pela indústria, pecuária, ou agricultura. Proporcionalmente crescem também os resíduos produzidos, direta ou indiretamente pela população, que degradam a qualidade deste recurso, fazendo com que a água de boa qualidade se torne cada vez mais escassa.

No contexto do exposto, diversas ações e programas de medidas estão a ser equacionadas no sentido de se contribuir para proteger, melhorar e reabilitar a qualidade das massas de águas subterrâneas das principais origens de contaminação e de deterioração a que estão sujeitas, bem como da sua sobre-exploração. As principais linhas de força dos programas de ação visam contribuir com respostas que permitam assegurar a redução global da poluição e/ou a manutenção da qualidade e quantidade das águas, tendo em vista alcançar um Bom estado das águas subterrâneas (químico e quantitativo) em 2015.

Para uma boa análise e gestão dos recursos hídricos subterrâneos é necessário o conhecimento aprofundado dos meios hidrogeológicos onde estes circulam. A integração da informação num modelo conceptual e matemático revela-se uma ferramenta fundamental para a análise e previsão dos efeitos que cenários alternativos de gestão podem ter no escoamento e no transporte de águas subterrâneas. Frequentemente a caracterização *in situ* de alguns dos parâmetros necessários aos modelos nem sempre é possível ou revela-se muito dispendiosa, pelo que o recurso a ensaios em modelos físicos e ensaios laboratoriais pode constituir uma alternativa fundamental.

O presente relatório contém uma síntese das tipologias de modelos físicos e ensaios laboratoriais utilizados para o estudo de águas subterrâneas, tendo em vista a caracterização e análise dos parâmetros das formações hidrogeológicas, tanto do ponto de vista de quantidade como de qualidade.

2. MODELOS FÍSICOS E SEUS PRINCIPAIS OBJETIVOS

Segundo Lobo Ferreira (1986) os modelos podem ser divididos em três grandes grupos: os icónicos, os analógicos e os simbólicos. Os dois primeiros são modelos físicos e o último é matemático.

Os modelos icónicos representam a realidade através das suas propriedades mais relevantes e, em geral, a uma escala diferente; assemelham-se assim ao protótipo real que representam mas diferem no tamanho. Este relatório incide sobre a utilização destes modelos.

Os modelos analógicos utilizam um conjunto de propriedades para representar outro conjunto de propriedades, por exemplo tirando partido da semelhança entre as leis elétricas e

hidráulicas. Os modelos elétricos baseiam-se nas semelhanças das equações matemáticas que descrevem o fluxo de corrente elétrica (lei de Ohm) com as que descrevem o fluxo de água subterrânea (lei de Darcy) e são construídos com recurso a circuitos elétricos para representar e simular a dinâmica do escoamento subterrâneo. A Fig. 1 apresenta um exemplo de um modelo elétrico analógico desenvolvido pelo *Illinois State Water Survey* da Universidade de Illinois.



<http://www.isws.illinois.edu/hilites/achieve/images/gwmodded234.jpg>

Fig. 1 – Modelo elétrico analógico para a simulação do fluxo subterrâneo baseado nas semelhanças do fluxo de corrente elétrica

Os modelos simbólicos, mais conhecidos por modelos matemáticos ou numéricos, tomam a forma de relações matemáticas que refletem a estrutura da realidade que representam.

Neste relatório descrevem-se os modelos icónicos ou modelos físicos hidrogeológicos (também designado por modelo em escala reduzida, adiante designados por modelos físicos) que constituem uma réplica física do sistema litológico e estrutural por onde circulam as águas subterrâneas. É uma representação, em escala, de um conjunto de propriedades de uma realidade inserida num conceito mais amplo, pelo que não é possível replicar completamente um sistema real dadas as inúmeras interações que tem com outros meios como a atmosfera, águas superficiais, ecossistemas dependentes de águas subterrâneas, entre outros.

Os modelos são desenvolvidos tendo por base a reconstrução de condições físicas conhecidas, geralmente obtidas através de informação de campo e que incluem as

caraterísticas ou as próprias formações litológicas, as condições de fronteira que simulam os processos de fluxos de entrada e saída de água do sistema, etc.

Os modelos físicos são construídos com recurso a materiais facilmente adquiríveis, permitindo o controlo e a manipulação de diversas variáveis no sentido de serem explorados de uma forma análoga aos processos naturais (modelos dinâmicos). Os modelos permitem assim simular os processos atuais, embora sejam essencialmente usados para simular condições futuras ou alternativas. São exemplos de modelos físicos para estudo de águas subterrâneas uma coluna de solo (unidimensional) e um tanque de areia (tridimensional).

Os modelos físicos podem ter várias utilizações, não só quando não é possível realizar as análises diretas e a investigação de campo necessária, porque, por exemplo, esta é demasiado dispendiosa ou pouco acessível, mas também para complementar a informação de campo e formular cenários para simular o efeito de situações diferentes das existentes.

Os modelos de dimensões mais reduzidas, interativos e de fácil construção, Fig. 2, podem ser explorados tanto a nível do ensino secundário como em aulas laboratoriais de hidrogeologia, no ensino universitário, ou na formação de professores, ou mesmo na transmissão de um processo hidrogeológico ao público ou a gestores. Estes modelos revelam-se uma ótima ferramenta didática para o desenvolvimento de competências, atitudes e valores, uma vez que permitem uma melhor visualização e compreensão do sistema da circulação de águas subterrâneas e da migração de poluentes.



Fig. 2 - Exemplo de um modelo físico interativo usado no território do norte das ilhas Tiwi (Baldwin, 2012)

Por outro lado, os modelos físicos de maior escala e complexidade são utilizados em laboratórios de investigação para estudar situações reais, de forma a compreender e calibrar modelos numéricos, e também para simular os processos de escoamento e de transporte de poluentes em cenários alternativos, por exemplo em cenários de gestão de técnicas de reabilitação visando minimizar o risco contaminação de captações localizadas a jusante de uma determinada área poluída.

A partir dos modelos físicos laboratoriais é possível extrair vários parâmetros que podem servir de dados de entrada nos modelos numéricos e, ainda, complementar a informação de modelos matemáticos uma vez que permitem a calibração dos resultados aí obtidos.

Os modelos físicos e ensaios laboratoriais permitem determinar o seguinte conjunto principal de parâmetros:

- Físicos:
 1. porosidade
 2. densidade específica aparente
 3. permeabilidade ou condutividade hidráulica
 4. transmissividade
 5. cedência e retenção específicas
 6. drenância
 7. velocidade intersticial e de Darcy

- Químicos:
 8. retardamento
 9. retenção de poluentes no solo
 10. fenómenos de adsorção competitiva entre elementos químicos

Os modelos permitem simular um aquífero para uma secção muito inferior à real, embora se pretenda recriar as mesmas condições e o comportamento da água no aquífero.

Os modelos em areia são aplicados para estudos hidrogeológicos de:

- Escoamento de águas subterrâneas.
- Transporte de solutos em águas subterrâneas.
- Intrusão de água do mar em aquíferos costeiros.
- Recarga de águas subterrâneas.

Antes de se dar início à utilização de modelos físicos há um conjunto de ensaios de laboratório que são geralmente efetuados para uma caracterização prévia do solo. Estes são apresentados na secção seguinte.

3. ENSAIOS EM LABORATÓRIO PARA CARACTERIZAÇÃO DE MEIOS POROSOS

3.1 Granulometria

A análise da granulometria de um solo consiste na caracterização da distribuição do tamanho das partículas que o constituem. A preparação das amostras para a análise granulométrica é realizada de acordo com a especificação LNEC E195 (1967) e a realização do ensaio de acordo com a Especificação LNEC E239 (1970).

Numa primeira fase é necessário efetuar a separação da fração grosseira (grãos de diâmetro superior a 63 μm) da fração fina (grãos das dimensões das argilas e siltes), uma vez que os ensaios granulométricos são efetuados por métodos diferentes. Este procedimento é efetuado por via húmida com recurso a um crivo de 63 μm .

Para a separação da fração grosseira, o ensaio é efetuado pelo método mecânico com a ajuda de um agitador de crivos (Fig. 3). A escala adotada é a de Atterberg, que define as seguintes classes de textura e os respectivos diâmetros de partículas: seixo - 2 a 60 mm; areia - 0,06 a 2 mm; silte - 0,002 a 0,06 mm; argila - < 0,002 mm.

Após a seleção da sequência de crivos pretendida, regista-se o peso inicial da amostra composta (aproximadamente 100 g) e coloca-se no agitador previamente programado para funcionar a uma amplitude de 30 mm durante o tempo de 10 minutos. Pesa-se o material que fica retido em cada crivo e calcula-se a percentagem retida em relação ao peso total:

$$GS = \frac{M_r}{M_t} \cdot 100$$

Em que:

GS – distribuição do tamanho do grão (%)

M_r – massa retida no peneiro (M)

M_t – massa total da amostra (M)



Fig. 3 – Ensaio granulométrico no DHA/NEC

Os ensaios granulométricos para a caracterização da fração fina são efetuados com recurso a sedimentógrafos e a densímetros ou pelo método manual de pipetagem e interpretados segundo a Lei de Stokes: relação entre o diâmetro das partículas e a sua velocidade de sedimentação em meio líquido de viscosidade e peso específico conhecidos.

No DHA a análise granulométrica da fração fina (siltes e argilas) é determinada com um analisador de partículas por difração laser MASTERSIZER MICRO (Fig. 4), instalado na Estação Experimental de Sedimentos Coesivos do NEC.



Fig. 4 - Unidade ótica para análise granulométrica por difração laser instalada na Estação Experimental de Sedimentos Coesivos (DHA/NEC)

A partir da distribuição granulométrica é possível ter uma estimativa da permeabilidade do solo. Segundo Hazen (1892) é possível determinar a permeabilidade em areias saturadas através da seguinte fórmula empírica:

$$K_H = C_H \cdot D_{10}^2$$

onde:

K_H – permeabilidade de Hazen (L/T)

C_H – coeficiente empírico de Hazen (100 é um valor médio proposto para um conjunto de valores que variam entre 41 e 146, ver Carrier (2003), Silva (1984) e Freeze & Cherry (1979)). Este coeficiente incorpora um fator adimensional de conversão para obter K (em unidades L/T, i.e. cm/seg) quando a única unidade explícita do lado direito da equação está em L^2 (mm^2)

D_{10} (L) – diâmetro eficaz ou diâmetro das partículas correspondente aos 10% mais finos da amostra

Outra expressão proposta por Burmister (in Fraser, 1935) de acordo com Silva (1984) é dada por:

$$K_B = C \cdot D_{50}^2$$

onde:

K_B – permeabilidade de Burmister (L/T)

C – Constante igual a 51,3

D_{50} – diâmetro equivalente médio dos grãos (L)

3.2 Porosidade e densidade específica aparente

A porosidade total de uma amostra de solo ou rocha é definida como o volume de vazios da amostra relativamente ao seu volume total. É expressa em percentagem.

A densidade específica aparente define-se como o peso de uma amostra de solo seco por unidade de volume.

O método volumétrico é um dos métodos mais expeditos para a determinação destes dois parâmetros em laboratório. Consiste na colocação de uma amostra de solo seca num provete cilíndrico e sua posterior saturação. Uma vez conhecido o volume do provete e registando-se o peso do solo seco e o peso do solo saturado, calcula-se a densidade específica aparente e a porosidade com base nas seguintes fórmulas:

$$\rho_b = \frac{W_d}{V_t}$$

em que,

ρ_b – densidade específica aparente (M/L³)

W_d – peso da amostra de solo seco (M)

V_t – volume do provete ocupado pela amostra de solo (L³)

$$n = \frac{V_w}{V_t} \cdot 100$$

onde:

n – porosidade (-)

V_w – volume ocupado pela água (L³) (calculado pela diferença entre o peso da amostra saturada e o peso da amostra seca)

V_t – volume do provete ocupado pela amostra de solo (L³)

A porosidade também pode ser dada por:

$$n = 1 - \frac{W_s}{V_0 \rho_b}$$

onde:

n – porosidade (-)

W_s - peso da amostra usada para encher o provete (M)

V_0 - volume do provete (L³)

ρ_b - densidade específica aparente (M/L³)

4. TIPOS DE MODELOS FÍSICOS EM MEIO POROSO

4.1 Aspectos gerais da construção de modelos físicos

4.1.1 Infraestrutura de base

Segundo Todd (1955) os modelos físicos podem ser de areia (designação usada para simplificar o uso das expressões "meio poroso" ou "material sedimentar não consolidado"; são modelos icónicos), elétricos, de placas e de membranas (modelos analógicos). O modelo físico com areia é considerado o mais representativo da realidade, envolvendo apenas a sua redução na área representada, uma vez envolve fluxo através de um meio poroso.

Os modelos físicos com areia são modelos de secção reduzida constituídos por caixas estanques de várias formas, sendo as mais comuns as retangulares (representando uma secção 2D ou 3D de um aquífero), em colunas (representando uma amostra 1D do meio poroso analisado) ou em secções com forma variável (Fig. 5 e Fig. 6).

As dimensões e as formas dos modelos físicos são determinadas consoante os objetivos. No entanto há um conjunto de regras de proporcionalidade a respeitar de forma a minimizar o efeito de parede, no caso de um modelo muito estreito, ou de fraca representatividade do meio atravessado, no caso de um modelo muito largo. A proporção de 1:3 ou 1:5 para a relação largura: comprimento (ou diâmetro:comprimento nos ensaios em colunas) é a mais indicada para proporcionar a migração vertical do fluido (Abdul, 1988 e Adams & Hampton, 1992). O material utilizado, e que está em contacto com o meio poroso estudado, deverá ser inerte do ponto de vista químico. Nesse sentido, o vidro, o acrílico e o PVC são os materiais mais usados.

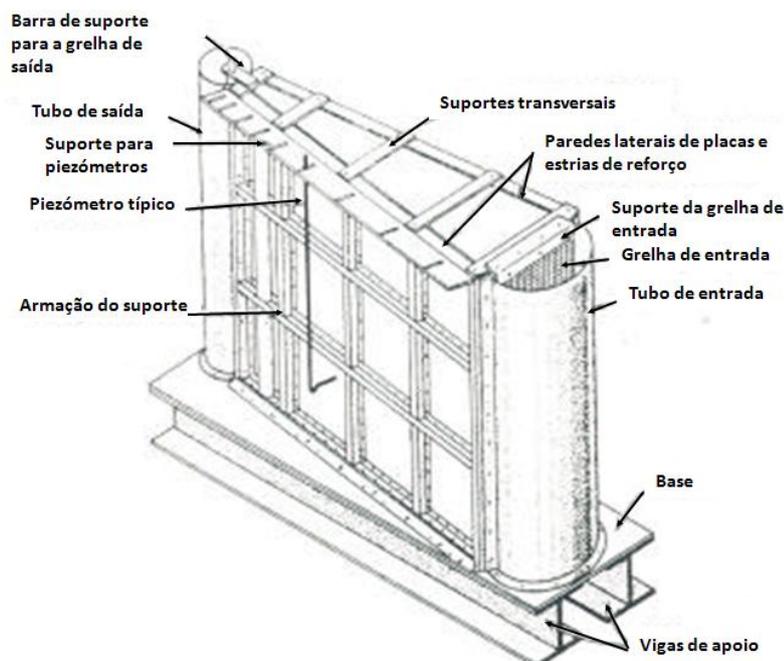


Fig. 5 - Exemplo da estrutura de base de um modelo físico com areia (Soares *et al.*, 2003)



Usado entre 1997 e 2012

Em construção em 2013

Fig. 6 - Exemplo de modelos físicos de águas subterrâneas com areia ("aquífero artificial" do NAS/DHA/LNEC)

Para se poder observar o campo de fluxo utiliza-se frequentemente a adição de corantes (p.e. bicarbonato de potássio). No entanto há que ter em atenção se os mesmos são inertes ou se podem vir a alterar a permeabilidade intrínseca do meio por interação com o material poroso e consequentes precipitações químicas.

4.1.2 Preenchimento e instrumentação

Após a construção da infraestrutura base de suporte, a areia é colocada em pequenas quantidades e é compactada consistentemente para se obter uma permeabilidade homogénea no seio da mesma formação. Há casos em que se pretende analisar o comportamento de camadas diferentes de areia, pelo que as permeabilidades são, naturalmente, anisotrópicas. Frequentemente a saturação é efetuada pela base por forma a minimizar a presença de zonas com ar que impeçam o escoamento uniforme.

Para a medição do nível da água em modelos de maior dimensão devem ser instalados piezómetros com ralos abertos às profundidades desejadas ou totalmente penetrantes (*i.e.* abertos em toda a extensão) ou sondas. Por vezes estes piezómetros estão ligados ao exterior por vasos comunicantes de forma a facilitar a visualização do nível da água. Os tubos piezométricos devem ser pequenos para não causarem modificações importantes no fluxo. Há que ter em atenção, em aquíferos livres, os fenómenos de ascensão capilar, uma vez que esta é desproporcionadamente maior quando comparada à que ocorre *in situ*.

Como os fluxos no sistema natural e no modelo ocorrem em meio poroso, Spitz & Moreno (1996) definiram a semelhança geométrica entre o sistema natural (n) e o modelo (m) como a relação entre os comprimentos (dimensão horizontal) (L) destes dois:

$$L_r = \frac{L_n}{L_m}$$

E a relação entre as espessuras (dimensão vertical) (B) é dada por:

$$B_r = \frac{B_n}{B_m}$$

onde os índices r, n e m se referem à relação, ao sistema natural e ao modelo, respetivamente.

O movimento de um fluido através dos poros (espaço entre as partículas do solo) é um processo microscópico, com velocidades instantâneas de circulação do fluido que podem variar ao longo de distâncias muito pequenas. Por outro lado, os aquíferos através dos quais a água se move podem ser de centenas de quilómetros. Esta discrepância entre a escala microscópica e macroscópica é superada em modelação das águas subterrâneas através da utilização de um Volume Representativo Elementar (REV) e com *Continuum Approximation* como descrito por Bear (1979). A *Continuum Approximation* permite que as variações ao nível microscópico possam ser ignoradas. Assim sendo pode aplicar-se a lei de Darcy tanto ao sistema natural (n) como ao modelo (m), podendo definir-se a relação de velocidade (v) da seguinte forma (Harman, 2002):

$$\frac{V_n}{V_m} = \frac{K_n i_n}{K_m i_m}$$

onde:

K – condutividade hidráulica (L/T)

i – gradiente hidráulico (-)

4.2 Formas e funções dos modelos em areia

4.2.1 Descrição

4.2.1.1 Modelos retangulares

Estes modelos são, em termos genéricos, uma estrutura em caixa transparente com um determinado comprimento, largura e altura. Podem ser reforçados com perfil metálico em L, para aumentar a sua robustez e manter a estanquicidade. A entrada de água pode ser efetuada por um tubo perfurado, suspenso a xx cm da superfície do solo, em forma de U, sendo a irrigação do solo feita através de válvulas de fluxo ajustável e com um determinado espaçamento entre si. A saída da água ocorre por uma extremidade a jusante. Devem ser instalados piezómetros, a fim de ser possível determinar a superfície piezométrica. Os piezómetros podem simular a existência de furos em extração ou em recarga artificial.

Nos modelos físicos de aquíferos não confinados o nível piezométrico é representado pelo limite superior que está à pressão atmosférica. Os aquíferos confinados são reproduzidos colocando uma cobertura impermeável sobre uma camada permeável para representar o efeito da pressão exercida pela camada confinante. Nos aquíferos semiconfinados, o material litológico que faz a separação entre as camadas inferior e superior deverá apresentar menor permeabilidade de modo a funcionar como um aquífero.

Sendo difícil obter no campo blocos intactos do aquífero, ao colocar-se o material do mesmo no modelo físico, a principal preocupação deve ser a de criar um meio homogêneo e isotrópico e manter uma permeabilidade próxima da do meio natural. Para tal deve-se introduzir o material do aquífero em pequenas quantidades, compactar e saturar pela base para expulsar os vazios e obter uma permeabilidade uniforme e representativa do meio natural.

4.2.1.2 Modelos cilíndricos

São modelos geralmente usados para ensaios unidimensionais e podem ser construídos na horizontal ou na vertical. Estes modelos têm uma estrutura formada por um tubo cilíndrico (Fig. 7) que possui uma secção transversal A . Numa das extremidades funciona um sistema de entrada de água e, na outra, um sistema de saída. Nestes modelos devem existir tampas amovíveis que permitem a colocação do material litológico a ensaiar. O tubo deve estar cheio com material poroso permeável.

Se o modelo for horizontal deverá possuir dois medidores de nível em plástico transparente e separados por uma distância L . Estes permitem avaliar a carga hidráulica do fluxo circulante à entrada e à saída do tubo, como se apresenta na Fig. 7.

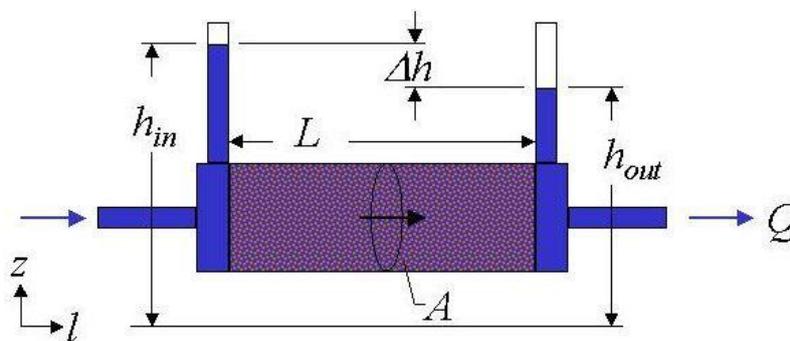


Fig. 7 - Esquema e fotografia do modelo de Darcy
(<http://biosystems.okstate.edu/darcy/LaLoi/basics.htm>)

Se o modelo for vertical (Fig. 8) e saturado, então a distância L é equivalente ao gradiente hidráulico. Estes modelos permitem, por exemplo, a simulação do movimento de contaminantes na zona saturada do solo, bem como a simulação do escoamento superficial, da erosão, da absorção pelas plantas, e da lixiviação, decaimento, lavagem e volatilização dos pesticidas (Pesticide Root Zone Model (PRZM) – modelo desenvolvido pelo Environmental Research Laboratory).



Fig. 8 - Coluna de lixiviação do NAS/DHA/LNEC para o estudo do transporte de contaminantes nas zonas saturada e não saturada do solo (Leitão, 2005)

Na secção seguinte apresenta-se uma síntese dos parâmetros físicos que é possível determinar com recurso a modelos físicos.

4.2.2 Parâmetros físicos passíveis de serem determinados

4.2.2.1 Condutividade hidráulica, velocidade de Darcy e velocidade de transporte

A equação diferencial bidimensional que traduz o escoamento das águas subterrâneas, em regime variável, pode ser descrita por (Lobo Ferreira, 1983):

$$\frac{\partial}{\partial x} K_x \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} K_z \frac{\partial h}{\partial z} = S \frac{\partial h}{\partial t} + Q$$

onde:

h – altura piezométrica (L)

t – tempo

S – coeficiente de armazenamento

K – condutividade hidráulica (L/T)

Q – caudal (L³/T)

Na grande maioria dos casos o movimento das águas subterrâneas é laminar, pelo que se pode considerar uma proporcionalidade entre a velocidade do fluido (V) e o gradiente hidráulico (i). A constante de proporcionalidade é a condutividade hidráulica do meio (K):

$$V = -K i$$

Esta lei é conhecida por lei de Darcy. Considerando que o escoamento em meio poroso se rege pela lei de Darcy, a condutividade hidráulica (K) é determinada da seguinte forma:

$$K = \frac{Q}{A \cdot i}$$

onde:

K – condutividade hidráulica (L/T)

Q – caudal (L³/T)

A – área de fluxo (L²)

i – gradiente hidráulico (-)

O gradiente hidráulico (i) é dado por (Fig. 7):

$$i = \Delta h/L$$

onde

Δh – Diferença de cotas piezométricas ($h_{in}-h_{out}$)

L - comprimento do modelo

A velocidade de Darcy V difere da velocidade real de uma partícula de água num meio poroso uma vez que esta deve ser dividida pela porosidade de forma a ter em consideração apenas a fração do volume total da formação que está disponível para ser atravessada pelo escoamento. A velocidade de transporte ou real (v) através do meio é calculada pela velocidade de Darcy dividida pela porosidade eficaz (n_e) (Bear and Verruijt, 1987):

$$v = \frac{q}{n_e}$$

4.2.2.2 Transmissividade

Corresponde à capacidade que um aquífero tem para transmitir água em toda a sua espessura saturada. Assim será o produto da condutividade hidráulica obtida no ensaio pela espessura saturada do aquífero simulado.

$$T = K \cdot b$$

onde:

T – transmissividade (L²/T)

K – condutividade hidráulica (L/T)

b – espessura saturada do aquífero (L)

4.2.2.3 Retenção e cedência específicas

Atendendo ao conceito de retenção específica (cf. Bear, 1972), válido para aquíferos livres e confinados, a sua determinação deve ser feita procedendo à saturação dos solos (com injeção simultânea de água em um ou mais estratos aquíferos analisados), seguida do fecho do sistema de entrada de água e à abertura do sistema de saída. Devem medir-se os volumes descarregados e compará-los com o volume total do solo (Fig. 9).

$$S_y = \frac{W_y}{V} \cdot 100$$

$$S_r = \frac{W_r}{V} \cdot 100$$

$$\text{ou } S_r = n - S_y$$

onde:

S_y – cedência específica (%)

W_y – volume de água drenado por gravidade, após saturação (L^3)

V – volume total do solo (L^3)

S_r – retenção específica ou capacidade de campo (%)

W_r – volume de água retido contra força da gravidade, após saturação (L^3)

n – porosidade (%)

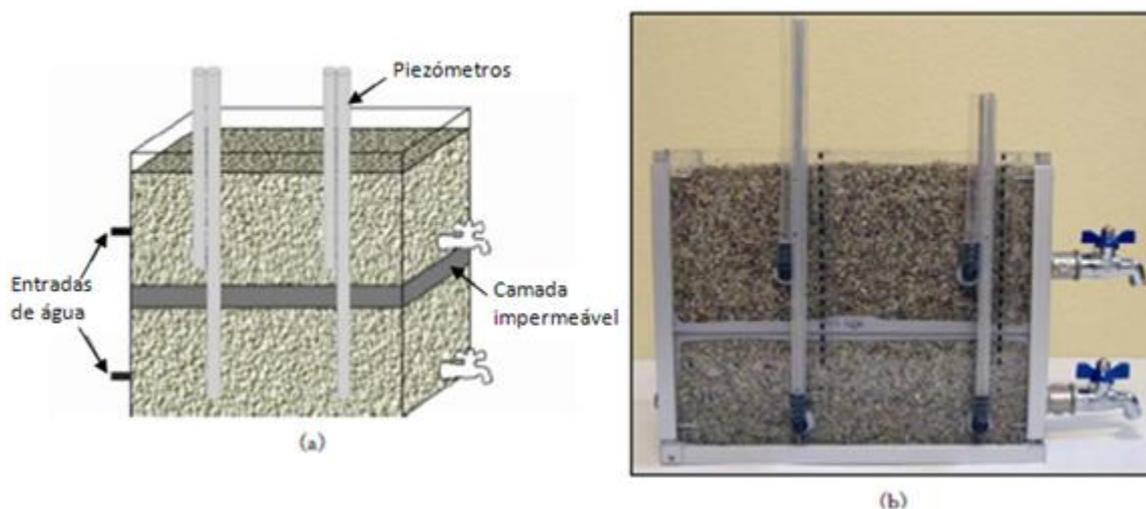


Fig. 9 - Esquema e fotografia do modelo representativo do aquífero livre e confinado (Alencão *et al.*, 2012)

4.2.2.4 Drenância

A determinação da drenância da água entre camadas, por exemplo através de um aquífero em direção ao aquífero livre, pode ser observada através da quantificação da entrada de água no aquífero semiconfinado numa situação em que se mantém fechado o sistema de saída de água e as entradas e saídas de água do aquífero livre.

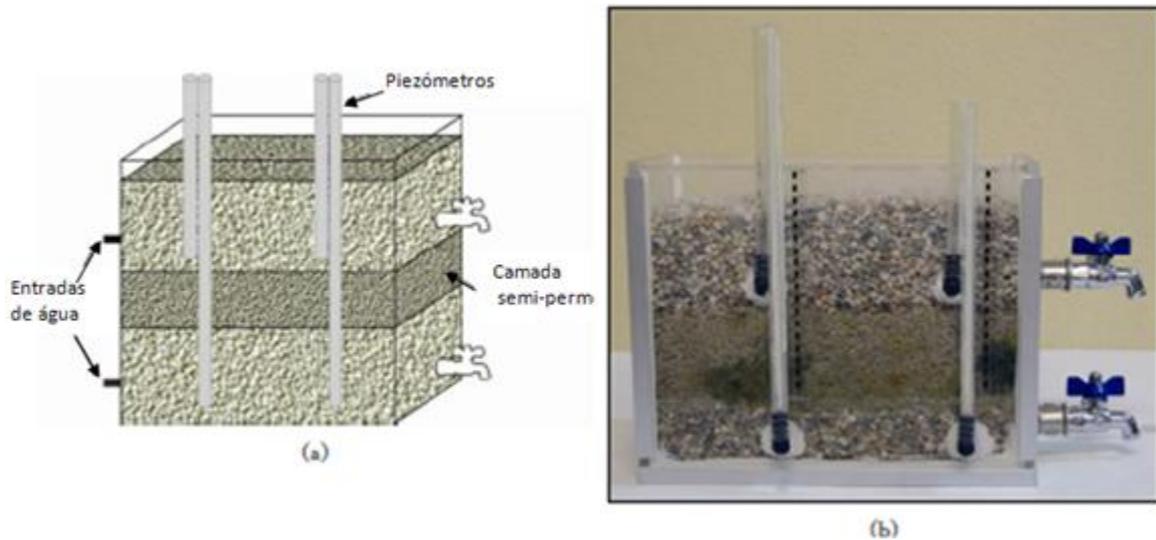


Fig. 10 - Esquema e fotografia do modelo representativo do aquífero livre e semiconfinado (Alencão *et al.*, 2012)

Para se verificar a drenância do aquífero livre para o semiconfinado num modelo físico devem manter-se todas as torneiras fechadas, com exceção da torneira de saída do aquífero semiconfinado. O seu valor será:

$$C_d = \frac{K}{b}$$

C_d – coeficiente de drenância (T^{-1})

K – condutividade hidráulica do aquífero (L/T)

b – espessura do aquífero (L)

$$B = Rh \cdot T^{\frac{1}{2}}$$

B – fator de drenância (L)

T – transmissividade (L^2/T)

Rh – resistência hidráulica do aquífero (T) dada por:

$$Rh = \frac{1}{C_d}$$

4.2.3 Parâmetros químicos passíveis de serem determinados

4.2.3.1 Transporte por convecção e dispersão

A equação diferencial bidimensional que traduz o transporte de poluentes em meios porosos homogêneos é a seguinte (Bear 1972; Lobo Ferreira, 1986):

$$\frac{dC}{dt} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - V_y \frac{\partial C}{\partial y} - \lambda C$$

onde:

C – concentração de poluente (M/L³)

D_L – dispersão longitudinal (L²/T)

D_T – dispersão transversal (L²/T)

V_x, V_y – velocidades intersticiais segundo as direções x ou y (L/T)

λ – coeficiente de decaimento por biodegradação, decaimento radioativo, etc.

A dispersão (D) é dada por:

$$D = \alpha V + D^*$$

onde:

α - dispersividade (L)

V - velocidade de infiltração (L/T)

D* - coeficiente de difusividade (L²/T)

Através dos dados de qualidade química da água de saída de um modelo físico é possível determinar o transporte das partículas num determinado meio. Para uma dimensão a solução é (Lobo Ferreira, 1986):

$$C(x, t) = \frac{C_0}{\sqrt{4\pi D_L t}} \exp\left[-\frac{(x - vt)^2}{4D_L t}\right]$$

onde:

C(x, t) – concentração de poluente no tempo t, à distância x da origem (M/L³)

C₀ – concentração inicial de poluente na origem (M/L³)

D_L – dispersão longitudinal (L²/T)

V – velocidade do escoamento (L/T)

Para duas dimensões, a solução é a seguinte (Lobo Ferreira, 1986):

$$C(x, y, t) = \frac{C_0}{4\pi vt (\alpha_L \alpha_T)^{1/2}} \exp \left[-\frac{(x - vt)^2}{4\alpha_L vt} - \frac{(y)^2}{4\alpha_T vt} \right]$$

onde:

$\alpha_L = D_L/V$ – dispersividade longitudinal (L)

$\alpha_T = D_T/V$ – dispersividade transversal (L)

y – distância segundo y (L)

4.2.3.2 Retardamento

Para determinar o retardamento deve aplicar-se o modelo dispersivo-convectivo, uma vez que é aquele que tem apresentado maior eficiência na previsão do comportamento de poluentes.

A equação diferencial geral do modelo para as condições de escoamento vertical e solo saturado é a seguinte (van Genuchten, 2004):

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$$

onde:

R – fator de retardamento

C – concentração do ião na fase líquida (M/L³)

t – tempo (T)

x – distância percorrida (L)

v – velocidade intersticial (L/T)

D – dispersão (L²/T)

O fator de retardamento pode ser definido como a quantidade de traçador adsorvido sobre a quantidade de traçador em solução, por unidade de volume do solo, uma vez que quanto mais um traçador é adsorvido, mais o seu transporte será retardado. Por conseguinte, o fator de retardamento pode ser calculado a partir dos parâmetros de adsorção. Para condições saturadas (θ - humidade volumétrica do solo = n) temos que (Freeze & Cherry, 1979):

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} \cdot K_d$$

onde:

ρ_b – densidade específica aparente (M/L³)

n – porosidade

K_d – coeficiente de distribuição entre as fases líquida e sólida do solo (massa do elemento químico adsorvido na fase sólida por unidade de massa sólida, dividida pela concentração do químico na água) (L^3/M)

O fator de retardamento pode ser calculado através da isotérmica de Langmuir, através da seguinte equação:

$$R = 1 + \frac{1 - n}{n} \rho_b \cdot \frac{Q_{max} \cdot k}{1 + k C}$$

sendo:

- R - fator de retardamento (-)
- n - porosidade (-)
- ρ_b – densidade específica aparente (M/L^3)
- Q_{max} – quantidade adsorvida (M/M)
- C – concentração da solução (M/L^3)
- k - constante

O cálculo de Q_{max} e de k pode ser feito em laboratório em ensaios *batch*.

Nos ensaios *batch* procura-se saber qual é a capacidade máxima de adsorção de um determinado elemento pelo solo. Para esse efeito coloca-se uma quantidade determinada de solo (p.e. 2 gramas) numa solução com concentração conhecida. As suspensões de solo e solução são agitadas durante 24 horas a temperatura constante. A suspensão é filtrada, através de um filtro de 45 μm e o efluente analisado. Este procedimento é repetido duas vezes para cada ensaio.

A quantidade total adsorvida, Q, é calculada por:

$$Q = (V \cdot \Delta C) / M$$

onde

- Q = quantidade adsorvida (mg / kg)
- ΔC = diferença de concentração do metal antes e depois do ensaio (mg / l)
- V = volume de solução (l)
- M = massa de solo (kg)

Para o cálculo do Q_{max} e k, os resultados obtidos para cada ensaio são colocados num gráfico da equação de Langmuir que é ajustada aos dados. A equação de Langmuir pode ser reescrita da seguinte forma:

$$Q = Q_{max} \frac{kC}{1 + kC} = Q_{max} \frac{C}{\frac{1}{k} + C} = Q_{max} \frac{C}{a + C}$$

sendo $a = 1 / K$. Então, levantando ambos os membros da equação anterior a -1 , obtém-se o seguinte:

$$\frac{1}{Q} = \frac{a + C}{Q_{max}C} = \frac{a}{Q_{max}} \frac{1}{C} + \frac{1}{Q_{max}}$$

Esta equação é uma equação de linha reta com o eixo dos $yy = 1 / Q$ e dos $xx = 1 / C$. Desta forma os dados experimentais $(1/C, 1/Q)$ devem ficar quase numa linha reta. Utilizando a função de ajuste dos dados obtém-se o R_2 , onde $1/Q_{max}$ é igual à interseção desta reta no eixo vertical (digamos que "b"), enquanto a/Q_{max} será a inclinação da equação de linha ("d") ($yy=d * xx + b$).

Assim obtém-se que: $Q_{max} = 1 / b$ e $a = d * Q_{max}$. Finalmente, $K = 1 / a$.

4.3 Escalas dos modelos em areia

4.3.1 Modelos em escala reduzida

Os modelos de dimensões mais pequenas são modelos interativos e dinâmicos, essencialmente destinados a dar consciência dos usos e valores dos recursos hídricos subterrâneos. Os modelos podem ter, por exemplo, as seguintes dimensões aproximadas: 60 cm de comprimento, 12 cm de altura e 2 cm de largura. São bastante úteis para utilizar em salas de aula, apresentações ao público em geral, para que este possa participar em discussões de uma forma mais informada. Por outro lado, são proveitosos para a investigação científica, por exemplo na análise das alterações climáticas e dos seus potenciais efeitos sobre os recursos hídricos.

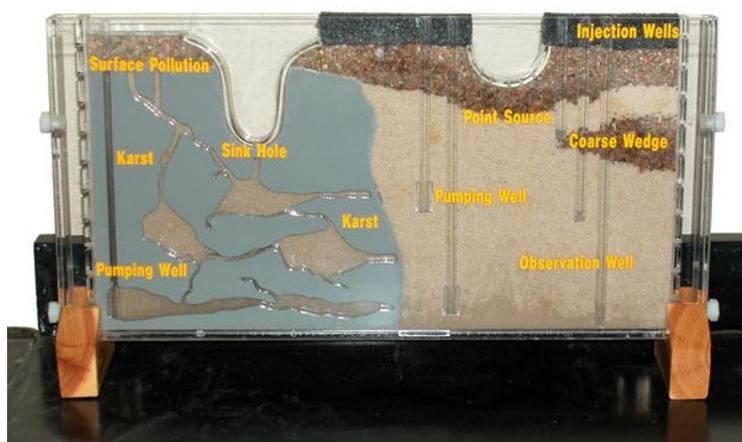


Fig. 11 - Modelo físico de um aquífero da Universidade de Nebraska-Lincoln (fonte: <http://www.rsihillcountrywater.org/groundwater-models/>)

4.3.2 Modelos em escala maior

Os modelos físicos de dimensões maiores são utilizados para fins de investigação e para a resolução de determinadas questões específicas. A Fig. 12 ilustra a parte superior do aquífero do NAS/DHA/LNEC apresentado na Fig. 6, com dimensões 4 x 2 x 1,5 m³, usado para o estudo da zona não saturada do solo (Leitão, 1997).



Fig. 12 - "Aquífero artificial" equipado para ensaios na zona não saturada do solo (Leitão, 1997)

Podem ainda ser elaborados modelos a escalas de campo, como por exemplo o CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), modelo desenvolvido pelo *United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service*, para o estudo da poluição difusa.

A Fig. 13 apresenta a vista geral do campo físico experimental de Alvalade do Sado com 200 m² de área. Os ensaios foram desenvolvidos pelo NAS/LNEC durante o triénio 2004-2007 em parceria com a Universidade de Évora, com a Estação Agronómica Nacional e com o Centro Operativo e Tecnológico de Regadio, no âmbito do estudo intitulado *Demonstração e divulgação de gestão integrada da salinidade e da fertilização azotada em solos regáveis do Alentejo (Programa AGRO, Medida 8, Ação 8.1)*. O principal objetivo foi estudar o efeito do uso da água de rega de má qualidade, nas propriedades físico-químicas do solo (ex.: condutividade hidráulica, infiltração, salinização/sodicização, etc.).



Fig. 13 - Vista geral da infraestrutura de monitorização do campo experimental de Alvalade do Sado

5. APLICABILIDADE DOS MODELOS

5.1 Considerações gerais

Os modelos físicos apresentados permitem caracterizar um conjunto de parâmetros relativos à quantidade e à qualidade das águas subterrâneas com aplicação prática para o estudo do escoamento e do transporte de contaminantes em meio poroso, seja por adição excessiva de fertilizantes na agricultura, derrames acidentais, perdas de óleos, etc. Por outro lado podem também ser utilizados na investigação da minimização de perdas por aplicação de aditivos aos solos, por exemplo da aplicação de lamas de efluentes para melhorar a componente orgânica dos solos ou de efluentes com algum tratamento em recarga artificial.

5.2 Recarga artificial

A gestão de recursos hídricos subterrâneos através de processos de recarga artificial é uma das temáticas onde os modelos físicos têm sido utilizados.

A recarga artificial consiste na introdução de água no aquífero usando infraestruturas apropriadas, e.g. bacias de infiltração, com o objetivo de aumentar a disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos e/ou melhorar a sua qualidade, em primeiro lugar impedindo ou atenuando o rebaixamento do nível freático em zonas de escassez ou sujeitas a elevada pressão de extração, em segundo lugar combatendo intrusões salinas ou diluindo problemas de qualidade e, finalmente, armazenando água para posterior utilização.

As infraestruturas utilizadas para o processo de recarga podem ser (e.g. Bouwer (2002), Diaz *et al.* (2000), ASCE (2001), Gale *et al.* (2002), Gale e Dillon (2005)):

1. Furos de injeção construídos ou não apenas para este efeito;
2. Diversas estruturas construídas ao nível do solo para aumentar e facilitar a infiltração de água para o sistema aquífero;
3. Bacias de infiltração utilizadas como método de redução da carga poluente em águas residuais, devido ao papel depurador do solo e da zona não saturada do solo.

Segundo Díaz *et al.* (2000), a infiltração no solo pode ser efetuada através de:

- Bacias de infiltração ou de recarga (infiltration ponds e spreading basins)
- Represas
- Valas, canais (infiltration ditches or canais)
- Sistemas de recarga por alagamento (controlled flooding)
- Sistemas de recarga por irrigação
- Reutilização de águas residuais tratadas (Soil Aquifer Treatment – SAT)
- Represas de armazenamento de areia (sand dam)
- Modificação no canal de um rio (percolation ponds behind check-dams)
- Represas com descarga (leaky dams and recharge releases)
- Barreiras ou represas subterrâneas (subsurface dams)

A dimensão do sistema de recarga artificial depende do método de recarga, das características hidráulicas e hidrodinâmicas do aquífero a ser recarregado, para as quais os ensaios prévios em laboratório podem fornecer importantes dados. Assim é fundamental determinar:

- a) Taxa de infiltração - é a razão entre o caudal de água que se infiltra no solo e a área total da infiltração:

$$f = \frac{Q}{A} = -K \cdot \frac{dh}{dz} = -K \cdot i$$

em que:

- f – taxa de infiltração (L/T)
- Q – caudal (L³/T)
- A – área da secção (L²)
- K – condutividade hidráulica (L/T)
- (dh/dz) = i – gradiente hidráulico (-)

Apesar da Lei de Darcy descrever o fluxo na zona saturada, também pode ser aplicada à zona não saturada, segundo Freeze e Cherry (1979, *in Massmann*, 2003):

$$f = -K \cdot i \cdot \theta$$

em que:

- K – condutividade hidráulica na zona não saturada
- i – gradiente hidráulico para a zona não saturada
- θ – Teor em água

- b) Caudal específico para posteriormente determinar o número de furos e poços necessários (para sistemas de recarga em profundidade) - é a razão entre o caudal de injeção e a subida do nível piezométrico no furo:

$$q = \frac{Q}{A} = V_D$$

$$V_D = K \cdot i$$

em que,

- q – caudal específico (L/T)
- Q – caudal que atravessa uma secção em meio poroso (L³/T)
- A – área da secção (L²)
- V_D – velocidade de Darcy (L/T)
- K – condutividade hidráulica (L/T)
- i – gradiente hidráulico (-)

Normalmente a taxa de infiltração e o caudal específico diminuem ao longo do tempo devido aos efeitos de colmatção do sistema, portanto estes valores não são constantes (Díaz *et al.*, 2000).

É ainda importante referir para o planeamento de bacias de infiltração que:

- os solos deverão ser bastante permeáveis (taxa de infiltração $\geq 1,3$ cm/h (0,31 m/d))
- o declive da bacia deverá ser baixo (<15%)
- a bacia deverá estar bem acima da zona saturada (fundo da bacia a 1,5 m acima do nível da água).

Quando a água de recarga é água residual tratada dever-se-á ter em atenção a localização da área de recarga, uma vez que esta deverá estar afastada dos pontos de captação de água subterrânea, por forma a garantir um tratamento prévio antes da mistura com a água do sistema aquífero. Segundo Dillon *et al.* (2009) existe uma zona de atenuação que indica qual a distância segura para a captação de água. A distância desta zona é calculada em função da concentração de poluentes na água subterrânea (Fig. 14).

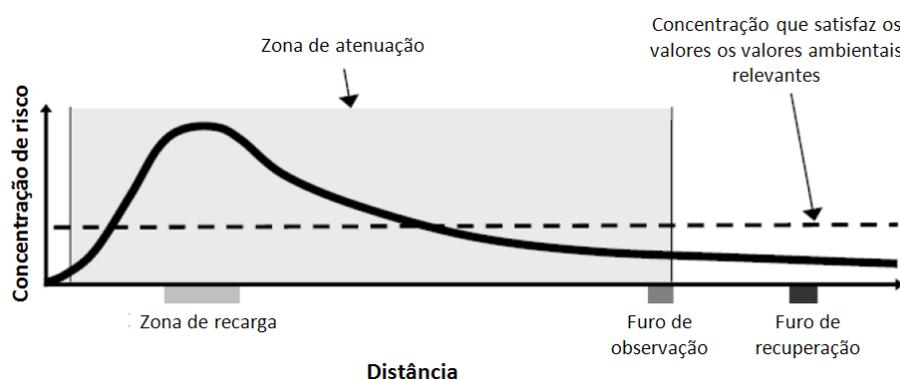


Fig. 14 – Gráfico da zona de atenuação, bem como da relação entre a distância e o local de recarga artificial e da relação entre o local de captação e a concentração de poluente (Dillon *et al.*, 2009)

A água residual tratada pode ainda sofrer um tratamento adicional efetuado pelo próprio solo, (camada não saturada). Este processo proporciona níveis de tratamento elevados em termos de compostos orgânicos e inorgânicos, e organismos patogénicos.

No âmbito do Projecto GABARDINE - "Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management" (http://www.lnec.pt/organization/dha/nas/estudos_id/gabardine) foram desenvolvidos pelo NAS/DHA vários ensaios *in situ* no aquífero arenoso superficial da Campina de Faro no Algarve. O objetivo principal foi caracterizar parâmetros físicos e de transporte para a interpretação e previsão de cenários de otimização da reabilitação das águas subterrâneas através da implementação de recarga artificial, minimizando os efeitos da poluição difusa causados pelas práticas agrícolas.

A Fig. 15 apresenta o desenho esquemático e uma vista geral da infraestrutura implantada no leito do rio Seco em Carreiros, para a realização de ensaios de caracterização da recarga artificial. Ambas as bacias de infiltração possuem 20m (C) x 5m (L) x 5m (P), 100 m² de área e volume de 2 x 363 m³.

A Fig. 16 apresenta a vista geral de três bacias de infiltração construídas no Areal Gordo. As três bacias foram construídas em profundidade atravessando três camadas do aquífero

arenoso: uma bacia superficial, uma bacia nas areias vermelhas com 82 m² de área e uma terceira bacia nas areias amarelas com 61 m² de área.

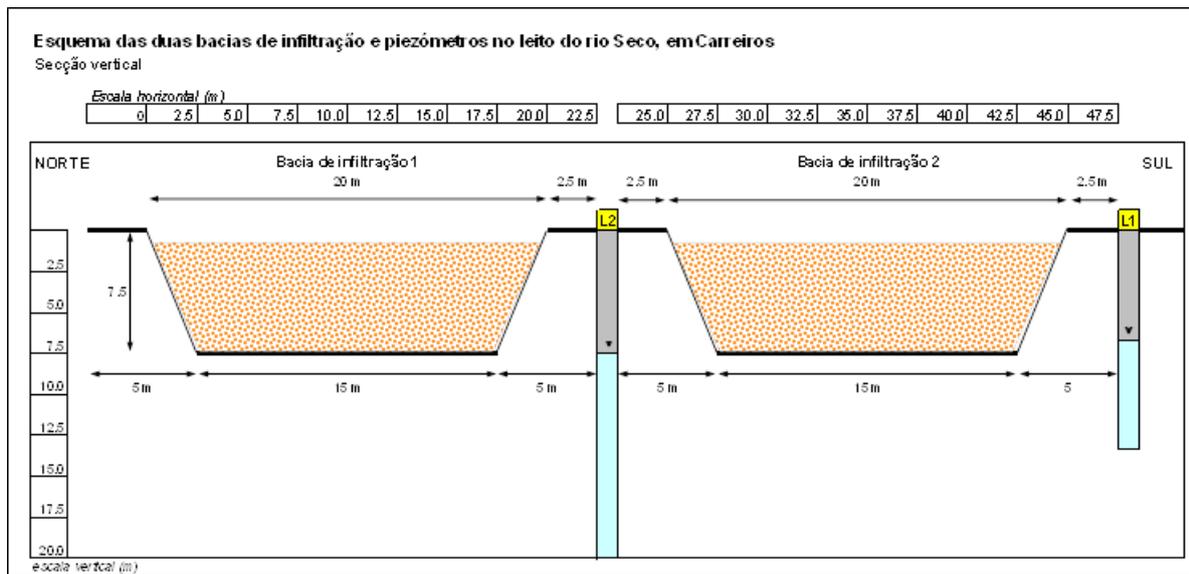


Fig. 15 - Modelos físicos *in situ*: bacias de infiltração no leito do rio Seco para ensaios no aquífero arenoso da Campina de Faro

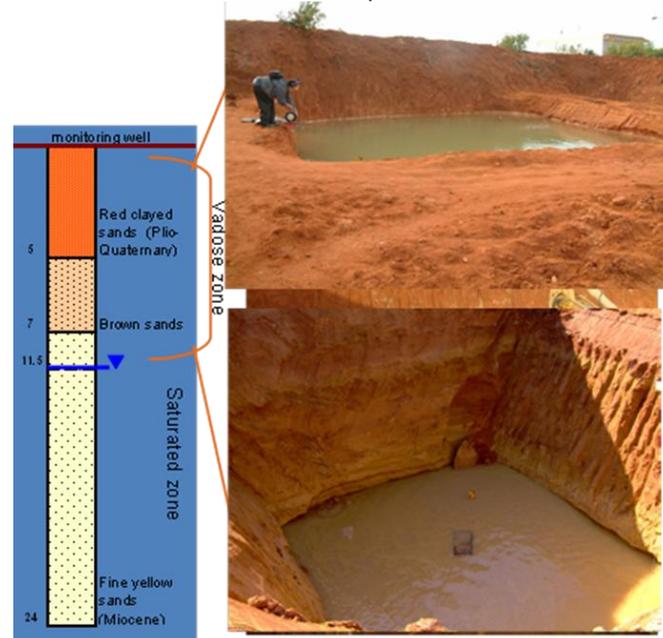


Fig. 16 - Modelos físicos *in situ*: bacias de infiltração no Areal Gordo para ensaios no aquífero arenoso da Campina de Faro (Diamantino *et al.*, 2007)

5.3 Ensaios de traçadores

Muitas vezes os ensaios de quantidade, por exemplo de recarga artificial, são completados com ensaios de traçadores, como no estudo do aquífero de Querença-Silves (Diamantino *et al.*, 2007), ou no estudo sobre o aquífero superior da península de Troia (Costa *et al.*, 2002). Por outro lado os ensaios de traçador também podem ser realizados em laboratório, como por exemplo no estudo do risco de contaminação de águas subterrâneas por metais pesados (Leitão *et al.*, 2000).

Na Universidade de Vermont, nos EUA, foi construído um modelo em laboratório, para o estudo do fluxo e transporte de contaminantes de águas subterrâneas. Foram adquiridos dados a partir de uma vasta rede de controlo (sensores presos aos furos), nomeadamente a pressão e o potencial da água no solo, a humidade, salinidade e temperatura do solo e a qualidade da água, tudo isto em tempo real e de forma automática. Como se pode ver na Fig. 17, a estrutura de suporte é um tanque de aço retangular, com um revestimento pré-fabricado que irá conter a água. Preso aos furos ou piezómetros devem estar os sensores, bem como os sistemas de aquisição de dados, nomeadamente, transdutores de pressão, tensiómetros, Time Domain Reflectometry (TDR) e pares de termoeletrônicos (Thermocouple).



Fig. 17 – Modelo a escala intermédia da Universidade de Vermont para o estudo de fluxos e transporte de contaminantes de águas subterrâneas (Doris *et al.*, 2012)

Os traçadores permitem seguir, de forma contínua ou pontual, o movimento de um dado elemento num volume de água. Os tipos de traçadores geralmente utilizados são:

- a) Biológicos (bacteriófagos marinhos, etc.)
- b) Químicos (por exemplo: NO_3^- , Ni, Cd, Cu, e Zn - metais pesados)
- c) Florescentes (urânio)
- d) Isotópicos (^{18}O , ^{13}C , ^2H , etc.)

Um traçador deve ser estável, misturar-se bem com a água e ter uma densidade semelhante a esta. Tem que ser facilmente detetável e ser quantificável em pequenas quantidades, através de processos simples e baratos, não deve ser tóxico ou poluidor do ambiente, nem pode interagir com o meio ou deixar algum tipo de resíduo significativo no aquífero.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este relatório foi desenvolvido no âmbito de um estágio realizado no NAS pela Dr.^a Marina Rosmaninho, integrado no PIP 2009/12 "Instrumentação, ensaios *in situ* e em laboratório para suporte à investigação do meio hídrico subterrâneo", onde se procurou sistematizar um conjunto de ensaios e tipologias de modelos físicos laboratoriais utilizados para o estudo de águas subterrâneas, tendo em vista a caracterização e análise dos parâmetros das formações hidrogeológicas, tanto do ponto de vista de quantidade como de qualidade. Muitos destes ensaios são habitualmente efetuados pelo Núcleo de Águas Subterrâneas do Departamento de Hidráulica do LNEC e este relatório sistematiza os trabalhos que podem ser efetuados.

Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil

abril de 2013

VISTOS

J.P. Cárcamo Lobo Ferreira
Chefe do Núcleo de Águas Subterrâneas

AUTORIAS

Teresa E. Leitão
Investigadora Principal com Habilitação
Núcleo de Águas Subterrâneas

Rafaela de Saldanha Matos
Diretora do Departamento de Hidráulica e Ambiente

Marina do Couto Rosmaninho
Geóloga, Estagiária
Núcleo de Águas Subterrâneas

Maria José Henriques
Geóloga, Técnica Superior
Núcleo de Águas Subterrâneas

BIBLIOGRAFIA

- ALENCOÃO, A., OLIVEIRA, A., PACHECO, F. e FERREIRA, C., 2012 – *Fluxo subterrâneo e dinâmico de aquíferos em meio poroso: Utilização de modelos análogos*. GEONOVAS 25, 2012, pp. 35-40 [http://repositorio.utad.pt/bitstream/10348/1874/1/23_Modelos%20An%C3%A1logos.pdf].
- APRÍGIO, P.O., 2012 – *Avaliação de modelos de simulação de cargas difusas em bacias urbanas*. Dissertação de mestrado. São Carlos, 2012, 131 pp. [online].
- BALDWIN, C., TAN, P.-L., WHITE, I., HOVERMAN, S. e BURRY, K., 2012 – *How scientific knowledge informs community understanding of groundwater*. Journal of Hydrology, v. 474, pp. 74-83.
- BEAR, J., 1972 – *Dynamics of Fluids in Porous Media*. American Elsevier (also Dover Publications, 1988).
- BEAR, J., e VERRUIJT, A., 1987 – *Modeling Groundwater Flow and Pollution*. D. Reidel Publishing Company, 414 p.
- CHAUDRHY, F.H. e OLIVEIRA FIALHO J.A., 2005 – *Face de Percolação em Poços Tubulares Profundos*. First Joint World Congresso on Groundwater Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Julho de 2005 [online].
- DIAMANTINO, C., LOBO FERREIRA, J.P. e LEITÃO, T.E., 2007 - *Artificial Aquifer Recharge Experiments in the Portuguese Campina de Faro Case-study Area*. Comunicação apresentada ao XXXV Congresso Internacional de Hidrogeólogos "Groundwater and Ecosystems", organizado pela AIH-GP, Lisboa, 17 a 21 de Setembro de 2007, 10 pp.
- HARMAN C., 2002 – *The effect of basement heterogeneity on saltwater wedges – a physical and numerical modelling approach*. Honours Dissertation, Environmental Engineering, 2002, 144 pp. [online].
- LEITÃO, T.E. e HENRIQUES, M.J., 2005 – *Demonstração e divulgação de técnicas de gestão integrada da salinidade e da fertilização azotada em solos regáveis do Alentejo*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Julho de 2005 [online].
- LEITÃO, T.E., LOBO FERREIRA, J.P. e QUIGLEY, S., 1997 - *Propagação dos nitratos na zona vadosa do solo. Apresentação de um ensaio de traçador realizado no "Aquífero Artificial" do GIAS*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 1997 [online].
- LEITÃO, T.E., QUIGLEY, S. e LOBO FERREIRA, J.P.C. - *Experimental Investigation of Miscible Pollutant Transport in the Vadose Zone*. Relatório do segundo ano 15/97 - GIAS/DH, Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 79 pp.
- LEITÃO, T.E., QUIGLEY, S., THEVES T. e LOBO FERREIRA, J.P., 1998 – *Flow and Transport of Miscible Tracers in the Vadose Zone*. Relatório Síntese - GIAS/DH, Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 1998, 27 pp.
- LEITÃO, T.E., SMETS, S., VAN BEEK, C. e LOBO FERREIRA, J.P., 2000 – *Risks of Contamination of Groundwater by Heavy Metals. Analysis of the Evolution of Contamination by*

Simulation in Laboratory Experiments – Final Report. Relatório 102/2000-GIAS. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Maio de 2000, 84 pp.

LOBO FERREIRA, J.P.C., 1983 - *Introdução à Contaminação de Águas Subterrâneas*. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, ICT, Informação Técnica Hidráulica ITH 2, 1983, 58 pp.

LOBO FERREIRA, J.P., 1986 – *A Dispersão de Poluentes em Águas Subterrâneas. Análise Custo-eficácia de Modelos Matemáticos e Ensaio de Traçadores para a Realização de Estudos de Impacto Ambiental*. Tese apresentada a concurso para a obtenção do grau de Especialista e acesso à categoria de Investigador Auxiliar do LNEC. I&D Tese Hidráulica, 363 pp.

LUCKNER L. e SCHESTAKON W. M., 1991 - *Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone*. Lewis Publisher, 486 pp.

MONTEIRO A.B., 2000 – *Modelagem do Fluxo Subterrâneo nos Aquíferos da Planície do Recife e os seus Encaixes*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Centro de tecnologias e geociências, 180 pp. [online].

SOARES, A.K. – Modelos e Métodos em Recursos Hídricos. Modelos Físicos [http://albatroz.shs.eesc.usp.br/~ew/SHS-5896/aulas/aula_3_mod_fis.pdf].

SOUSA C.D., 2007 – *Simulação Computacional do Fluxo Hídrico Subterrâneo na Região do Cariri e Calibração utilizando Gradiente das Cargas Hidráulicas*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ceará, Centro de Tecnologias, 135 pp. [online].

SOVEERAL DIAS, J.C., 2004 – *Aplicação de Lamas na Agricultura - Guia de boas práticas*. Reciclamas, multigestão ambiental.

SPITZ K. e MORENO J., 1996– *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley, Interscience, New York, 480 pp.

STOECKL L. 2 HOUBEN G., 2012 - *Flow Dynamics and Age Stratification of Freshwater Lenses: Experiments and Modeling*. Journal of Hydrology, Volumes 458-459, 21 August 2012, pp. 9-15 [online].

TODD D.K., 1955 - *Laboratory Research with Groundwater Models*, Proceedings of ASCE, pp 199-206, 1955 [online].

Sites consultados em Novembro de 2012

http://www.ldeo.columbia.edu/~martins/climate_water/labs/physical_gw_model/physical_gw_model_instructions.html

<http://www.dnr.state.oh.us/tabid/3492/Default.aspx>

http://www.azwater.gov/azdwr/Hydrology/Modeling/Model_Basics.htm

<http://www.rsihillcountrywater.org/groundwater-models/>

<http://groundwater.unl.edu/Groundwater.shtml>

http://wvlc.uwaterloo.ca/biology447/modules/module7/7e_s1.htm

<http://www.youtube.com/watch?v=guqinVOHTqc&feature=related>

http://www.youtube.com/watch?v=OMs4X5BJ_zQ&feature=related

Sites consultados em Janeiro de 2013

https://dspace.ist.utl.pt/bitstream/2295/736087/1/INTRODUCAO_AGUAS_SUBTERRANEAS.pdf

<http://repositorio.ul.pt/handle/10451/1627>

<http://books.google.pt/books?id=rQcJOSPciDkC&pg=PA83&lpg=PA83&dq=laboratory+scale+tracer+test+groundwater&source=bl&ots=7jekmBg9of&sig=tHQiTzxcq2yQ4eF-wKOllyGiLtk&hl=pt-PT&sa=X&ei=jKAHUbuiL4-whAeap4C4Bg&ved=0CJMBEQgBMAg#v=onepage&q=laboratory%20scale%20tracer%20test%20groundwater&f=false>

<http://books.google.pt/books?id=rQcJOSPciDkC&pg=PA83&lpg=PA83&dq=laboratory+scale+tracer+test+groundwater&source=bl&ots=7jekmBg9of&sig=tHQiTzxcq2yQ4eF-wKOllyGiLtk&hl=pt-PT&sa=X&ei=jKAHUbuiL4-whAeap4C4Bg&ved=0CJMBEQgBMAg#v=onepage&q=laboratory%20scale%20tracer%20test%20groundwater&f=false>

<http://books.google.pt/books?id=rQcJOSPciDkC&pg=PA83&lpg=PA83&dq=laboratory+scale+tracer+test+groundwater&source=bl&ots=7jekmBg9of&sig=tHQiTzxcq2yQ4eF-wKOllyGiLtk&hl=pt-PT&sa=X&ei=jKAHUbuiL4-whAeap4C4Bg&ved=0CJMBEQgBMAg#v=onepage&q=laboratory%20scale%20tracer%20test%20groundwater&f=false>

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169404001015#>

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411002806#>