

ANEXOS

ANEXO 1

EXPERIÊNCIAS DE RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS NO MUNDO

A1 EXPERIÊNCIAS DE RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS NO MUNDO

A1.1 Introdução

Neste Anexo procurou-se descrever alguns casos de recarga artificial de aquíferos realizados em diversos países. No Capítulo 2, Secção 2.8 apresenta-se um resumo do mesmo tema. Por ser uma metodologia largamente aplicada há décadas em zonas áridas e semi-áridas, para a resolução de problemas de escassez de água, não se trata de uma abordagem exaustiva, pois certamente, muito outros exemplos, não menos importantes, ficaram por referir. No seu conjunto representam um importante contributo para o desenvolvimento e a aplicação da ferramenta recarga artificial de aquíferos, com recurso a fontes de água convencionais ou alternativas, como complemento ao abastecimento urbano, agrícola e industrial, independentemente da dimensão destes projectos de recarga, contributo este que é fundamental para a gestão sustentável do recurso água. Sistemas de recarga artificial e de reutilização de águas residuais, em Espanha (Barcelona) e em Israel, foram visitados durante as Reuniões do Projecto Gabardine que se realizaram nestes países. A sua descrição também se inclui neste Anexo.

A1.2 União Europeia

Na UE existem exemplos de recarga artificial de aquíferos em diversos países, tais como: em Espanha, Holanda, Alemanha, Finlândia, Suécia, Dinamarca, Áustria e Hungria. Normalmente têm índices de utilização de águas subterrâneas para abastecimento elevados, pelo que, o contributo da recarga artificial desempenha um papel importante. As tecnologias de recarga artificial são normalmente os métodos superficiais e a fonte de água de origem fluvial. Os objectivos da recarga são específicos para cada local, e incluem, nomeadamente: o armazenamento para garantir o abastecimento para uso doméstico e agrícola; a regulação dos cursos de água; a atenuação da sobre-exploração

dos aquíferos e dos problemas relacionados com a intrusão salina; e a manutenção de zonas húmidas.

A **Holanda** é o país Europeu onde a recarga artificial alcançou um maior desenvolvimento, não porque seja um país com escassos recursos hídricos, mas porque a qualidade destes mesmos recursos é muito deficiente, isto porque os rios que atravessam o país arrastam consigo uma importante carga poluente proveniente de outros países, situados a montante, e porque a maior parte dos aquíferos contém água com excesso de sais (por exemplo, na cidade de Amesterdão, 65% do abastecimento provém da utilização dos sistemas de recarga artificial) (Díaz *et al.*, 2000). As tecnologias de recarga artificial são normalmente os métodos superficiais e a fonte de água de origem fluvial (Artiga e Diaz, 2000).

Na **Alemanha** a recarga artificial destinada ao abastecimento urbano foi utilizada pela primeira vez em 1875, na cidade de Chemnitz. Actualmente, neste país, cerca de 63% da água destinada ao abastecimento público provem das águas subterrâneas e cerca de 17% provem dos sistemas de recarga artificial. Esta técnica também se utiliza para a preservação de zonas húmidas, para a recuperação e preservação de níveis piezométricos nos aquíferos, para a manutenção de lagos ou para o armazenamento subterrâneo de recursos hídricos (Schottler, 1996 *in* Díaz *et al.*, 2000). Os sistemas de recarga predominantes são as bacias de infiltração e a água destinada à recarga, normalmente, de origem fluvial (Artiga e Diaz, 2000).

Em **Espanha**, a recarga artificial de aquíferos iniciou-se na década dos anos cinquenta, nas formações aluvionares do rio Bésos e posteriormente, nos finais da década dos anos sessenta, nas formações aluvionares do rio Llobregat, ambos os sistemas próximos da cidade de Barcelona e coordenados pela Companhia das Águas de Barcelona. Em meados dos anos oitenta, o Instituto Tecnológico Geomineiro de Espanha realizou um conjunto de experiências piloto de recarga artificial em diversos locais: Guadix (Granada), Valle de Esgueva (Valladolid), Valle del rio Oja (La Rioja) e Setla-Mirarrosa-Miraflor (Alicante) (Artiga e Díaz, 2000).

As operações de recarga artificial nas formações aluvionares do rio Llobregat são as mais importantes e completas realizadas em Espanha (Custódio *et al.*, 1982 *in* Artiga e Díaz, 2000). O sistema, que iniciou o funcionamento em 1969, inclui um conjunto de 7 furos de injeção de água, com 40 metros de profundidade e uma taxa média de recarga de 50 L/s. Mais tarde, foram construídos mais 5 furos cuja taxa de recarga aumentou para 100 L/s. A origem da água de recarga é fluvial e provem de uma estação de tratamento. Complementarmente à recarga por intermédio de furos, também é efectuada a escarificação do leito do rio numa secção mais propícia à infiltração. O volume médio anual de recarga atinge os 7,4 hm³ (Artiga e Díaz, 2000).

A recarga artificial do rio Besós, compreende dois furos com capacidade de recarga de 80 L/s e iniciou o seu funcionamento em 1953. A água de recarga era água residual à qual se aplicava um tratamento avançado. Os volumes de recarga variaram entre 0,6 e 2,3 hm³/ano, entre os anos de 1953 e 1978. Os efeitos de colmatção dos furos eram acumulados ao longo dos anos, necessitando de operações de descolmatção diárias,

mais rápidas e, operações mais sofisticadas cada quatro a cinco anos (Artiga e Díaz, 2000).

Em 2000, foram propostos 36 novos sistemas de recarga artificial implantados em sete bacias hidrográficas de Espanha (Douro, Tejo, Guadiana, Guadalquivir, Sur, Jucar e Ebro), com objectivos específicos para cada local, nomeadamente; garantir o abastecimento para uso doméstico e agrícola; regulação dos cursos de água; atenuação da sobre-exploração dos aquíferos e dos problemas relacionados com a intrusão salina; e manutenção de zonas húmidas. A água de recarga seria normalmente proveniente de volumes excedentários ou normais, dos cursos de água locais, ou proveniente de estações de tratamento de águas residuais (Artiga e Díaz, 2000). Os volumes de recarga ascenderiam a mais de 300 hm³/ano.

Sobre a reutilização de águas residuais, existe em Sabadell (Barcelona), um exemplo desta técnica, a partir da reutilização das águas do rio Ripoll, que após a sua passagem por uma estação de tratamento, é retornada ao rio em diferentes locais e depois captada para diferentes usos não potáveis, como a rega de zonas verdes e usos industriais. Trata-se de uma reutilização indirecta porque o efluente urbano é previamente tratado, devolvido ao rio e depois captado e utilizado para usos menos exigentes. O volume de água disponível para reutilização é de 19 hm³/ano e as necessidades para os usos referidos de 1,34 hm³/ano. Importante o facto de se diminuir o volume de água potável utilizada e a devolução ao sistema aquático de uma água com uma qualidade relativamente alta (Vinyoles *et al.*, 2005). A instalação de captação e tratamento do rio Ripoll foi visitada durante uma deslocação a Sabadell, em 2007, no âmbito do Projecto Gabardine, assim como os furos de injeção e recuperação da Companhia das Águas de Barcelona e o caso de estudo do Projecto do parceiro Espanhol, em Sant Vicenç dels Horts, Barcelona. Neste local existem duas bacias de infiltração onde ser procederá à recarga artificial de água proveniente do rio Llobregat, tendo com principal objectivo o estudo das alterações de qualidade da água durante os processos de recarga.

A **Finlândia** foi o primeiro país europeu que começou a utilizar a recarga artificial numa escala industrial, através do sistema de recarga induzida. Trata-se de um país onde os recursos hídricos são abundantes e a ocupação do solo revela um número elevado de lagos, rios e florestas. Actualmente dispõe de 28 sistemas deste tipo, com um volume médio de recarga que atinge os 3000 m³/dia (Hatva, 1996 *in* Artiga e Diaz, 2000). O método mais utilizado são as bacias de infiltração e a fonte de água provém geralmente de lagos e rios.

Actualmente, cerca de 60% do abastecimento urbano é feito com água subterrânea e água recarregada artificialmente através de bacias de infiltração ou por infiltração por aspersão. Cerca de 15% deste valor corresponde à água subterrânea recarregada artificialmente e estima-se um valor de 20% para o ano de 2010. As bacias de infiltração são utilizadas na Finlândia desde os anos 70, mas a partir dos finais dos anos 90 surge um novo método, utilizado em diversas cidades deste país (*e.g.* Hämeenlinna, Jyväskylä, Mikkeli, Tuusula, Tampere, Turku), denominado de recarga por aspersão, aplicado em zonas florestais. Consiste essencialmente na aspersão da água directamente sobre o solo florestal, a partir de uma rede de tubos, sem ser necessária a remoção da vegetação ou solo existentes (Helmisaari *et al.* 1998 *in* Helmisaari *et al.* 2005) e a infiltração e

percolação da água através do solo até à zona saturada (mais detalhes sobre esta forma de recarga e aspectos ambientais relacionados em Derome *et al.* 2005; e seguintes referencias nesta fonte Lindroos *et al.* 2001, Lindroos *et al.*, 1998; Paavolainen *et al.*, 2000, etc).

Ainda na Finlândia, com a finalidade de aumentar a contribuição das águas subterrâneas para o abastecimento, desenvolveu-se entre 1998 e 2002, um projecto de investigação ("Artificial recharge of groundwater: infiltration techniques, soil processes and water quality TEMU") (<http://www.metla.fi/hanke/7006/index-en.htm>) cujo objectivo principal era o desenvolvimento de técnicas de recarga e processos de infiltração de água mais adequados, do ponto de vista da quantidade e da qualidade da água, e em termos de impacto ambiental da recarga artificial de aquíferos (Metla, 2007).

Artimo *et al.* (2005), refere o desenvolvimento de um sistema de recarga artificial do aquífero de Virttaankangas, que tem como objectivo uma remodelação do abastecimento à cidade de Turku, com 285 000 habitantes, no sudoeste da Finlândia, com água potável de boa qualidade. Para isto pretendem transportar a água do rio Kokemäenjoki, através de um canal, para proceder à sua infiltração no aquífero. Referem um tempo mínimo de residência da água no aquífero de três meses para assegurar a ocorrência de purificação natural da água. Após este tempo de escoamento pode ser feita a sua extracção para abastecimento (Artimo *et al.*, 2005). O início do funcionamento do sistema está previsto para finais de 2007 e terá uma capacidade estimada em 100 000 m³/dia (Newsletter, 2003).

Na **Suécia**, a companhia de abastecimento de água à cidade de Estocolmo, iniciou em 1995, o desenvolvimento de um importante projecto, contemplado na Agenda 21 Europeia, que tem como objectivo determinar a viabilidade da utilização da técnica de recarga artificial, com águas do Lago Malaren, ao aquífero que está conectado hidraulicamente com ele, actualmente a principal fonte de abastecimento à cidade. O motivo deste estudo relaciona-se com a contaminação das águas do referido lago e pretende melhorar os índices de qualidade da água. Na Suécia existem outras cidades que utilizam a recarga artificial como fonte de água para os sistemas de abastecimento. Estes sistemas abastecem cidades com um número de habitantes compreendido entre 2500 e 15 000. As capacidades dos sistemas variam ente 1000 e 55 000 m³/dia. Todos dispõem de um pós-tratamento da água, antes de ser colocada na rede de abastecimento (Díaz *et al.*, 2000).

Destaca-se o sistema de recarga artificial de aquíferos de Dösebacka, em Kungälv, situado a cerca de 30 km para Norte de Goteborg, que produz anualmente 2,2 hm³ de água para abastecimento público e inclui 9 bacias de infiltração, com uma área total aproximada de 12 000 m² e 15 furos de extracção. Estes furos estão implantados junto do rio para assegurar um tempo de escoamento de cerca de 45 a 90 dias que precede a extracção da água. A água para recarga é proveniente do rio Göta Alv, que é o rio com maior extensão na Suécia. A taxa de infiltração foi estimada em condições normais em 0,5 m/dia. São referidos nestes artigos problemas com a qualidade da água de recarga e na água extraída após recarga, especialmente microbiológicos (Lundh e Bergstedt, 2003).

Na Dinamarca, cerca de 99% da água destinada ao consumo humano provém de origem subterrânea. Assim, este tipo de experiências desempenha actualmente um papel importante neste país como apoio ao abastecimento urbano (Díaz *et al.*, 2000). Por exemplo, está em funcionamento desde 1994 um sistema de recarga na ilha Zealand para abastecimento à cidade de Copenhaga (Brandt, 1998 *in* Artiga e Díaz, 2000).

Na Áustria, por exemplo, na cidade de Viena, o abastecimento a dois distritos provém de um sistema integral de gestão concebido para regularizar a posição do nível freático e contribuir para a protecção contra as cheias (Díaz *et al.*, 2000). Para completar o abastecimento à cidade de Viena é feita a recarga induzida do aquífero em conexão hidráulica com o rio Danúbio (Dreher e Gunatilaka, 1998 *in* Artiga e Díaz, 2000).

Cerca de 90% da água utilizada para o abastecimento urbano na Hungria, provém de origem subterrânea e metade deste valor resulta da recarga induzida. O abastecimento à cidade de Budapeste é feito pela extracção de água recarregada de forma induzida a partir do rio Danúbio, e atinge os 300 hm³/ano. As maiores instalações de recarga localizam-se na ilha de Szentendre e extraem um volume próximo de 690 000 m³/dia (Lászlo e Literathy, 1996 *in* Artiga e Díaz, 2000).

A1.3 Estados Unidos da América

Nos EUA também se desenvolvem numerosos projectos de recarga artificial, contudo, os objectivos destes sistemas estão mais ligados para o abastecimento industrial e agrícola do que para o abastecimento público. As exigências ambientais na legislação deste país são muito rigorosas, em termos da qualidade da água destinada à recarga de aquíferos. Descrevem-se em seguida com algum detalhe os projectos desenvolvidos no estado do Arizona pela sua importância e dimensão.

Estado do Arizona

Os aquíferos no Estado do Arizona sofreram as consequências de uma má gestão no passado. As necessidades crescentes de água nas zonas desertas do sudoeste não foram fáceis de gerir, mas os avanços tecnológicos na extracção de água, na primeira metade do século 20, facilitou a satisfação das necessidades. Com o tempo chegou a compreensão de que os recursos de água subterrâneos não são intermináveis. Nos anos quarenta foram reportadas grandes extracções em muitos aquíferos, do que resultou uma descida rápida dos níveis piezométricos, uma redução da qualidade da água e casos de subsidência da superfície do solo. Nos anos oitenta surgiu a *Groundwater Managemnet Act* que forneceu directrizes inovadoras de gestão dos recursos hídricos para abastecimento, de forma mais eficaz do que até então se fazia. A dependência dos recursos hídricos subterrâneos para abastecimento sempre foi elevada neste Estado e actualmente ainda chega aos 40% de utilização (Eden *et al.*, 2007); o *deficit* de águas subterrâneas chega aos 3084 hm³ (CAP, 2007).

Nos últimos 20 anos, surgiu a implementação do "Programa de Recarga Artificial", como principal ferramenta para a gestão dos recursos subterrâneos, de modo a dar resposta às necessidades de abastecimento de água. O conceito é simples e consistiu na reintrodução da água nos aquíferos para aumentar os recursos, armazenando água subterraneamente durante os períodos de maior disponibilidade para utilização futura nos períodos de

escassez. Com esta técnica de gestão outros problemas também poderiam ser resolvidos como a subsidência dos solos, a manutenção do escoamento de base nos rios, a protecção contra a intrusão salina e a reutilização de águas residuais tratadas. No caso do Arizona, complementarmente, fornecia também uma forma de utilização da água proveniente do "Projecto do Rio Colorado" (Eden *et al.*, 2007).

A bacia hidrográfica do Rio Colorado é partilhada por sete Estados dos EUA, que negociaram no início século, a porção da água proveniente deste rio que lhes deveria ser destinada. O Estado do Arizona foi o ultimo a aprovar a sua parte de contribuição, em 1944, e actualmente tem direito a 3453,8 hm³/ano de água do Rio Colorado (CAP, 2007).

O "Projecto Central do Arizona" (CAP) é administrado e gerido pelo *Central Arizona Water Conservation District* (CAWCD). O CAP indicou a construção do canal que distribui a água do Rio Colorado pelo Estado do Arizona. A sua construção começou em 1973, no Lago Havasu, e terminou 20 anos depois, a Sul da cidade de Tucson. Um valor médio de 1850,2 hm³ é distribuído anualmente por este canal (CAP, 2007).

Foi estabelecida a "*Groundwater Management Act 1980*", administrada pelo *Arizona Department of Water Resources*, que instruiu quatro áreas activas de gestão, denominadas *Active Management Areas*, onde se detectaram problemas acentuados de sobre-exploração dos aquíferos. Incluem as zonas metropolitanas de Phoenix, Tucson e Santa Cruz e as zonas rurais de Prescott e Pinal. Estas áreas contêm cerca de 80% da população do estado.

O principal objectivo decretado pela Acta, para as áreas com maior densidade populacional (Phoenix, Tucson e Prescott), consiste em atingir o "caudal seguro" até ao ano 2025, que se define como balanço, a longo prazo, entre a quantidade de água extraída anualmente e a quantidade de água recarregada, natural e artificialmente, para cada área. Os maiores volumes de recarga artificial no Arizona ocorrem nestas áreas. Até Dezembro de 2005, as instalações existentes possuem uma capacidade permitida pelo Estado de cerca de 1233 hm³/ano, sendo a maior parte, de quase 919 hm³, na área de Phoenix. O programa de recarga artificial produz um impacto significativo na gestão dos recursos hídricos (Eden *et al.*, 2007).

Em termos de geologia da região, as partes central e Sul do Estado fornecem formações aquíferas favoráveis para a implementação da recarga artificial. Os métodos mais comuns aplicados são as bacias de infiltração; os furos de injeção representam uma pequena percentagem da capacidade de recarga artificial permitida pelo estado.

O programa de recarga artificial define dois tipos de medidas: (1) as relacionadas com a construção de instalações de armazenamento subterrâneo e; (2) as medidas de poupança/economia de águas subterrâneas. As primeiras incluem qualquer um dos métodos de recarga à superfície ou em profundidade e também projectos de gestão de recarga, que consistem apenas em canais de rios, equipados com instalações de monitorização. A maior parte são pequenas instalações construídas pelos investidores locais destinadas à recarga de efluentes. As segundas medidas não envolvem a recarga directa de água, mas sim, o estabelecimento de um acordo entre o fornecedor de água e o utilizador local, no qual este último se compromete a utilizar a água reciclada, em vez

de realizar a sua extracção do aquífero, usualmente com um custo inferior (Eden *et al.*, 2007).

As origens de água destinadas à recarga artificial são as águas superficiais, com origem no rio Colorado fornecidas pelo CAP, os efluentes e as águas pluviais. Estas origens têm levantado algumas questões, relacionadas com a qualidade da água, especialmente nos casos em que a qualidade da água de recarga é inferior à da água subterrânea (Éden *et al.*, 2007). Contudo, a literatura disponível é vasta sobre a necessidade e eficiência de um pré-tratamento, no caso das águas residuais, e sobre a melhoria da qualidade da água de recarga através da sua passagem pela zona não saturada do solo, durante o processo de recarga. Este processo vem designado na literatura como *Soil Aquifer Treatment (SAT)*. Sobre este tema, aspectos recentes e inesperados, referidos em Éden *et al.* (2007) relacionados com estudos realizados pela Universidade do Arizona revelaram que, por exemplo, o tratamento da água por osmose inversa, para um nível de pureza muito elevado, antes da sua injeção no aquífero, pode provocar a lixiviação de substâncias químicas nocivas do próprio aquífero; também notaram que a eficiência do SAT na remoção de micro-organismos nocivos das águas residuais recarregadas melhora, quando estas foram sujeitas a um tratamento menos rigoroso, primário em vez de secundário ou terciário.

Normalmente, os projectos de recarga artificial que utilizam a água proveniente do CAP possuem os maiores volumes de água recarregada devido às grandes dimensões dos seus sistemas. No entanto, os efluentes ou águas residuais provenientes de estações de tratamento constituem uma importante fonte de água de recarga no Arizona. Em Éden *et al.* (2007) são descritos os principais projectos relacionais com a recarga de efluentes no estado do Arizona.

Em 1990, a legislação aprovada reconheceu que o desenvolvimento de projectos de recarga seria mais eficaz se fossem criados projectos de demonstração das operações de recarga e da sua eficiência (Eden *et al.*, 2007). O CAWCD desenvolveu e actualmente administra cinco projectos de demonstração de recarga, estando dois projectos em fase de desenvolvimento, prevendo-se a sua conclusão para final de 2005 (CAP, 2007). Estes projectos têm capacidade para recarregar 464 hm³/ano. No final de 2006 estimou-se um valor de recarga acumulado superior a 1016 hm³ (Eden *et al.*, 2007) (Figura A.1).

Na área de gestão de Tucson existem três sistemas de recarga artificial:

- Projecto de recarga artificial de *Avra Valley*,
- Projecto de recarga artificial de *Pima Mine Road*,
- Projecto de recarga artificial de *Lower Santa Cruz*.

Na área de Phoenix existem os seguintes sistemas de recarga artificial (apenas os dois primeiros se encontram em funcionamento):

- Projecto de recarga artificial *Agua Fria*
- Projecto de recarga artificial *Hieroglyphic Mountains*
- Projecto de recarga artificial *Tonopah Desert*
- Projecto de recarga artificial *Superstition Mountains*

Cada um destes projectos, actualmente em funcionamento, é sumariamente descrito nos parágrafos seguintes pela sua importância para o tema de investigação no âmbito da Tese.

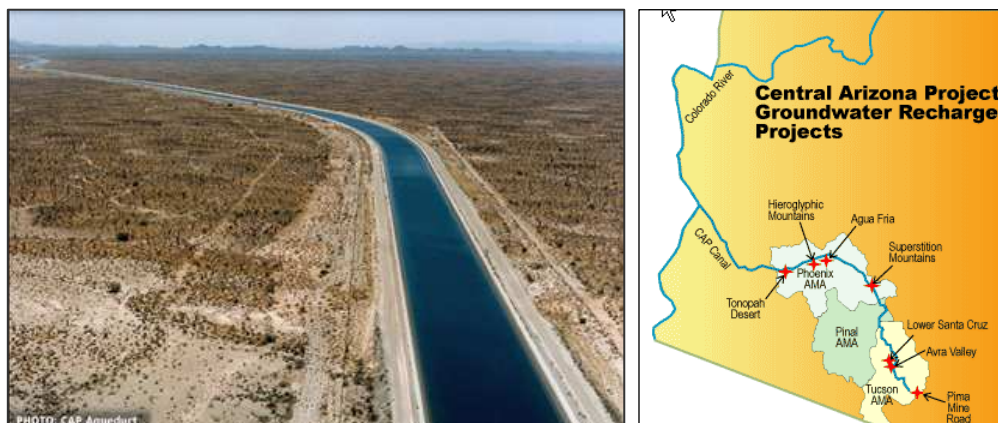


Figura A.1 – Projectos de recarga de águas subterrâneas do *Central Arizona Project* (CAP) e CAP canal (CAP, 2007).

Projecto de recarga artificial de Agua Fria

O projecto de recarga de *Agua Fria*, localizado perto da cidade Peoria, em Maricopa County, iniciou o seu funcionamento em 2002. As instalações incluem dois sistemas operacionais: (1) um sistema de condução, que consiste numa secção do rio, com 6,4 km, utilizada para a recarga e a distribuição da água superficial para jusante; (2) um sistema formado por uma estrutura de tomada do escoamento superficial e um canal de distribuição, que canaliza a água para sete bacias de infiltração construídas a jusante, numa área total de 40,5 ha. O canal trapezoidal em cimento possui um descarregador para medição do volume de água canalizado para as bacias. Estruturas de descarga permitem o controlo do volume de descarga de água para cada bacia, estando cada uma implantada num terreno progressivamente em declive descendente comparativamente com a anterior. A primeira bacia é de sedimentação e tem uma profundidade de 4,2 metros; as restantes têm 1,8 metros de profundidade. Este é o único projecto no Arizona que combina, numa mesma instalação, a recarga no leito do rio com as bacias de infiltração. A capacidade permitida total de água recarregada é de 120 hm³/ano (CAP, 2007).

Em termos hidrogeológicos, as bacias estão implantadas num aquífero aluvionar, não confinado, de depósitos de areia, cascalho e calhau, moderadamente calibrados. A monitorização das bacias é realizada diariamente e a profundidade ao nível semanalmente, de modo a controlar a subida do nível e a manutenção de uma profundidade de segurança.

Em termos geoquímicos, a composição da água de recarga proveniente do CAP, é consideravelmente diferente da das águas subterrâneas regionais. À medida que se processa a infiltração da água, a composição da água subterrânea tende a ficar semelhante à da água de recarga. As águas subterrâneas contêm minerais (sais) dissolvidos que resultam da sua interacção com o meio geológico por onde circulam. As águas do CAP possuem uma baixa alcalinidade e concentrações elevadas em sulfato, sódio e outros iões. As alterações na composição das águas subterrâneas verificam-se

essencialmente nestes constituintes, que poderão funcionar como elementos traçador da chegada da água de recarga ao meio subterrâneo, em determinado local.

As operações de recarga são planeadas de acordo com os resultados da monitorização contínua dos níveis freáticos e da profundidade da água sob as bacias, que determinam a duração dos ciclos de enchimento e secagem das bacias (CAP, 2007).

A manutenção das instalações de recarga é efectuada de modo a garantir a eficiência das taxas de infiltração. As taxas de infiltração, determinadas na secção do rio, variam entre 0,81 a 1,29 m/dia, e nas bacias de infiltração, entre 0,36 e 1,04 m/dia. Quando estes valores decrescem, efectuam-se operações de raspagem do fundo da bacia, de modo a provocar o rejuvenescimento destas taxas (CAP, 2007).

Os volumes de recarga do sistema são quantificados mensalmente; o valor máximo de 72,6 hm³/mês ocorreu durante o início do funcionamento do sistema, passando mais tarde para valores que regularmente variam entre 29,6 e 44,4 hm³/mês. As perdas do sistema devem-se à evaporação e variam entre 0,5 a 1,0% do volume total fornecido para a recarga.

Projecto de recarga artificial de Avra Valley

O projecto de recarga artificial de *Avra Valley* foi o primeiro a ser projectado pelo CAP, em 1996, durante 2 anos como sistema piloto, e a partir de 1998 na sua dimensão integral. É constituído por quatro bacias de infiltração com dimensões que variam entre 0,7 a 1,4 ha, totalizando 4,4 ha, que recebem a água bombada do CAP. O caudal de entrada em cada bacia é contabilizado diariamente por descarregadores. A capacidade permitida total de água recarregada é de 13 568 m³/ano (CAP, 2007).

Em termos de geologia de superfície na zona de implantação do projecto existem depósitos aluvionares recentes, datados do Quaternário, com níveis de diferentes granulometrias em profundidade.

A interferência do sistema de recarga no meio subterrâneo é analisada pela monitorização contínua dos níveis piezométricos regionais e da qualidade da água subterrânea. A rede de monitorização inclui 7 piezómetros e o controlo do nível de água nas bacias.

O funcionamento das bacias realiza-se em simultâneo, não sendo viáveis as operações de rotação para a implementação dos ciclos de inundação e secagem, pela dimensão do projecto. As taxas de infiltração variam entre 0,63 e 1,05 m/dia. A manutenção é realizada quando estes valores começam a decrescer pelos métodos. Os volumes de água fornecidos ao sistema para infiltração variam anualmente e atingiram no final do ano de 2003 um valor acumulado de 52 hm³. As perdas do sistema, devidas à evaporação, são inferiores a 1% do volume total fornecido para a recarga (CAP, 2007).

Projecto de recarga artificial de Lower Santa Cruz

O sistema de recarga artificial de *Lower Santa Cruz* iniciou o seu funcionamento em Junho de 2000 e é formado por 3 bacias de infiltração, com aproximadamente 12,1 ha de

dimensão total, que recebem água proveniente do CAP através de um canal de irrigação. A capacidade total de água recarregada permitida é de 61,7 hm³/ano e a capacidade total de armazenamento do aquífero é de 740 hm³ (Figura A.2) (CAP, 2007).



Figura A.2 – Bacia de infiltração do Projecto de recarga de *Lower Santa Cruz* e canal de irrigação; pormenor de um piezómetro para registo do nível de água. Arizona (CAP, 2007).

A rede de monitorização é partilhada com a do projecto anterior pela proximidade dos dois sistemas. O volume de água descarregado é contabilizado para o conjunto das três bacias. De modo a evitar que as bacias transbordem o controlo da altura da água é realizado continuamente por sondas de pressão. Também os piezómetros estão equipados com um sistema de alerta que dispara quando a profundidade ao nível sobe acima dos 6 metros. Toda a informação da monitorização é processada numa central com sistema remoto de aquisição de dados que funciona com energia solar (CAP, 2007).

Em termos da geologia de superfície, estão presentes nesta região formações do Quaternário aluvionares recentes mais superficialmente e areias e cascalheiras, não consolidadas a fracamente consolidadas, em profundidade. A profundidade ao nível antes da recarga artificial era de 84 metros, subindo para os 57 metros actualmente, após o início da recarga. As taxas de infiltração obtidas foram excepcionais, de 2,1 m/dia. Os volumes de água fornecidos ao sistema para infiltração atingiram no final do ano de 2003 um valor de 134 hm³; mensalmente atingiu-se um valor máximo de 0,4 hm³/mês (CAP, 2007).

Projecto de recarga artificial de Hieroglyphic Mountains

O projecto de recarga iniciou o seu funcionamento em 2003, altura a partir da qual a água proveniente do CAP foi transferida para as três bacias de infiltração que integram o sistema, com 15,4 ha de extensão. As bacias estão divididas em 7 células, independentes no seu modo de funcionamento, com dimensões que variam entre 0,7 e 3,4 ha (Figura A.3). A capacidade permitida total de água recarregada é de 43,2 hm³/ano (CAP, 2007).

Este sistema é o único, dos que são geridos pelo CAP, que não está construído na proximidade de um canal de rio. Está implantado numa planície de depósitos aluvionares do Holocénico. A zona não saturada subjacente às bacias é constituída essencialmente por areias siltosas e cascalho. No início do funcionamento do sistema as taxas de infiltração variaram entre 0,93 a 2,04 m/dia; mais tarde foi mantido um valor médio

superior a 0,9 m/dia. Os volumes de água fornecidos ao sistema para infiltração variam anualmente e atingiram um valor médio mensal de 256 975 m³. Também neste caso as perdas do sistema devidas à evaporação são inferiores a 1% do volume total fornecido para a recarga. Se o nível da água sobe, ficando muito próximo da superfície do solo, inicia-se a operação de secagem e rejuvenescimento das taxas de infiltração na bacia (CAP, 2007).



Figura A.3 – Bacias de infiltração do Projecto de recarga de Hieroglyphic Mountains durante os ciclos de secagem e enchimento; pormenor de um piezómetro que contém uma sonda no interior para registo do nível de água (CAP, 2007).

Projecto de recarga de Pima Mine Road

O projecto de recarga artificial de *Pima Mine Road* é composto pela instalação piloto original, formada por um tubo de descarga com 3,2 km e uma bacia de infiltração, com 5,7 ha e, por outra instalação composta também por um tubo de descarga com 8,9 km e três novas bacias, que totalizam 9,3 ha de dimensão. A instalação piloto destinava-se a avaliar a viabilidade do projecto, numa escala maior e, iniciou as operações de teste em 1997. As restantes instalações iniciaram o funcionamento em pleno em 2001. A água de recarga provém do CAP; normalmente a disponibilidade de água para recarga é menor durante os meses de Verão, altura em que é mais necessária para a irrigação e as bacias não funcionam neste período. A capacidade permitida total de água recarregada é de 37,0 hm³/ano (Figura A.4) (CAP, 2007).



Figura A.4 – Bacias de infiltração do Projecto de Pima Mine Road (lado esquerdo em operações de manutenção secagem e recarga e lado direito após a raspagem do fundo) (CAP, 2007).

A instalação das novas bacias foi posicionada de acordo com os locais mais favoráveis à infiltração, onde ocorrem os depósitos de granulometria mais grosseira. São depósitos aluvionares, não consolidados, de areias, areias siltosas, areias grosseiras e cascalho que

se encontram entre 3 a 6 metros de profundidade. A superfície freática estava, antes das operações de recarga, a cerca de 42 metros de profundidade.

Nas bacias piloto realizaram ensaios de infiltração na zona não saturada que permitiram determinar valores de condutividade hidráulica que variam entre 7,6 a 12,5 m/d. Actualmente, após o funcionamento deste sistema em tempo integral, estas taxas de infiltração variam entre 0,9 a 1,8 m/dia. Pelo contrário, as taxas de infiltração obtidas nas restantes bacias foram mais baixas, entre 0,21 e 1,26 m/dia. Este facto foi justificado pelo facto das profundidades atingidas por estas bacias serem menores do que as das bacias piloto (CAP, 2007).

O valor máximo de recarga, foi obtido no início do funcionamento do sistema integral, de 303 950 m³. Os valores médios de recarga variam ente 205 580 e 256 975 m³/mês. O volume total de recarga foi até Janeiro de 2004 de 103 hm³.

Os dois projectos de recarga artificial mais recentes do CAP, designadamente, *Tonopah Desert* e *Superstition Mountains* já estão em funcionamento. O primeiro canaliza a água directamente do CAP para dezanove bacias de infiltração, tendo já recarregado, no seu primeiro ano de funcionamento, mais de 160 hm³. O segundo pretende compensar a sobre-exploração dos aquíferos numa área onde o rebaixamento acentuado da piezometria provocou a subsidência dos solos e a geração de fracturas (Éden *et al.*, 2007). Gelt (1992) refere detalhadamente os problemas de subsidência do solo no Estado do Arizona causados pela sobre-exploração dos recursos subterrâneos.

Outros Estados

Relativamente a outros Estados nos Estados Unidos, a implementação de projectos de recarga artificial é igualmente muito vasta, destacando-se o Projecto de "*Santa Clara Valley*", na Califónia, o Projecto "*Equus Beds Ground-Water Recharge Demonstration Project*", no Kansas (Ziegler e Ross, 2002; Hansen, 2007; site <http://ks.water.usgs.gov/Kansas/studies/equus/>); os vários projectos em curso de aplicação e investigação de tecnologias de ASR no Sul da Flórida cuja informação se encontra disponível no USGS - *South Florida Information Access* (SOFIA) (<http://sofia.usgs.gov/projsubtopics/asr.html>; Pyne, 2005; Reese, 2002 e 2005) e os projectos no Estados do Colorado e do Nevada.

A1.4 Ásia

Na Ásia, países como Israel, o Kuwait, o Líbano e o Egipto, também utilizam a recarga artificial de aquíferos com o objectivo de servir de apoio ao abastecimento urbano (Díaz *et al.*, 2000). Israel tem sofrido durante anos de um problema permanente de escassez de água. O *deficit* actual acumulado dos recursos de água renováveis atinge cerca de 2 biliões de m³, sendo esta quantidade igual ao consumo anual. A causa deste problema tanto se deve a causas naturais, os períodos de secas, como antropogénicas, o aumento populacional e dos padrões de vida provocaram o aumento das necessidades de água para abastecimento doméstico (MFA, 2007).

Em Israel, os recursos hídricos anuais renováveis atingem os 1 800 hm³, dos quais cerca de 95% são extraídos e utilizados para o abastecimento doméstico e irrigação. Os recursos de água doce convencionais mais importantes estão armazenados em dois aquíferos e um lago: o aquífero da montanha sob a parte central N-S da cadeia montanhosa de Carmel, o aquífero costeiro arenoso, na planície costeira do Mar Mediterrâneo e o Lago Kinneret (*Sea of Galilee*) (MFA, 2007; Zhou, 2006). Fornecem cerca de 80% das necessidades de água doce.

Actualmente, o abastecimento de água em Israel inclui as seguintes fontes: águas subterrâneas, águas de escoamento superficial, efluentes tratados e água desalinizada. As águas subterrâneas constituem cerca de 55 a 70% do volume total de água para abastecimento, variando de acordo com as condições climáticas e hidrológicas de cada ano (MFA, 2007).

A *Mekorot Water Company Ltd.* é a companhia governamental nacional da água em Israel, responsável pela gestão dos recursos hídricos no país, pelo desenvolvimento de novas fontes de água e pela distribuição regular de água a todos os consumidores em comunidades urbanas e consumidores agrícolas ou industriais. Esta empresa fornece cerca de 2/3 do volume total de água consumido no país, sendo o restante fornecido por sistemas privados (MFA, 2007).

A utilização de diversas formas de recarga artificial de aquíferos é uma prática comum e antiga em Israel, necessária para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. A utilização de fontes de água não convencionais revela-se uma necessidade para poder suprir as necessidades de abastecimento doméstico, agrícola e industrial. Nesta área, destacam-se em Israel, importantes avanços nas tecnologias de reutilização de efluentes tratados e na desalinização de água salgada ou salobra.

Os três principais objectivos da recarga artificial em Israel são a reposição dos níveis piezométricos no aquífero, o armazenamento sazonal e por períodos longos e a reutilização de efluentes tratados para a recarga (Bensabat, 2006).

A recarga para reposição da piezometria e controlo da intrusão salina é realizada nas zonas North Sharon e Emek Heffer, onde foram tomadas duas medidas: a redução das extracções e a construção de furos de injeção. Estas acções combinadas permitiram o recuo da cunha de intrusão salina para uma posição aceitável (Bensabat, 2006).

A recarga artificial com o objectivo de armazenamento subterrâneo é realizada por furos ou bacias de infiltração. Refere-se como exemplo, o Complexo de Recarga Artificial de Menashe, que possibilita a infiltração das águas de cheia do rio Dalyah, cerca de 12 hm³/ano (Bensabat, 2006), utilizando como fonte de água os volumes excedentários do escoamento superficial. O Complexo foi visitado no âmbito do Projecto Gabardine, numa deslocação a Israel, em Maio de 2006. Entre 1966 e 2004, o volume total de recarga foi de 444 hm³ e o volume total extraído do aquífero foi de 645 hm³; os volumes médios de recarga atingiram os 11,7 hm³/ano e as extracções cerca de 17 hm³/ano (informação oral de J. Guttman, Mekorot, 2006).

Sobre a recarga artificial de efluentes tratados, o melhor exemplo é o Complexo de Shafdan, sendo o mais importante de Israel e provavelmente do mundo (Bensabat, 2006). Também é designado na literatura pelo Projecto de reutilização de águas residuais de *Dan Region (Dan Region Wastewater Reclamation Project)* que possibilita a recolha, tratamento, recarga e reutilização de efluentes (NRC, 1994; Shevah, 1982). Os efluentes provenientes da cidade de Tel-Aviv (com 1,3 milhões de habitantes), são transportados para a estação de tratamento de Rishon LeZion e sujeitos a um tratamento secundário. Seguidamente, estes efluentes tratados são injectados no aquífero arenoso costeiro, por intermédio de bacias de infiltração. A água é depois recuperada, em furos colocados em círculos concêntricos em torno das bacias de infiltração, e transportada para os pontos de abastecimento, nomeadamente o deserto de Negev, para irrigação sem restrições. A localização destes furos está condicionada por uma distância necessária para um tempo de residência suficiente (cerca de 200 dias), e a sua proximidade deverá ser a adequada, de modo a evitar a mistura da água infiltrada com a água existente no aquífero (Bensabat, 2006).

Dispõe, segundo NRC (1994), de dois sistemas de recarga. O primeiro é composto por quatro bacias, com uma área de 24 ha; cada bacia é dividida em quatro sub-bacias. O segundo é formado por três bacias, com uma área de 18 ha e cada bacia está também subdividida em três bacias. A profundidade da zona não saturada situa-se entre os 27 e 36 m, para o primeiro sistema, e entre os 40 e 43 m para o segundo. Os furos de recuperação no primeiro sistema estão situados entre 320 a 1100 m das bacias, com espaçamento entre cada um de 300 a 400 m. No segundo sistema a localização destes furos é muito semelhante à do primeiro. Entre estes furos e as bacias existe também uma rede de furos de observação para monitorização do sistema. O enchimento das bacias é feito de forma alternada, de forma a manter as elevadas taxas de infiltração e facilitar a purificação do efluente durante a sua percolação pelo solo. Geralmente, a profundidade do nível da água sob as bacias está abaixo dos 0,6 metros (NRC, 1994).

Durante os 25 anos de operação, este complexo permitiu a infiltração de 1 500 hm³ de efluentes tratados no aquífero, através de 0,9 km² de área total, valor que é equivalente à recarga natural contínua do aquífero na área das bacias durante 600 anos (Bensabat, 2006).

Actualmente, cerca de 275 hm³ de efluentes tratados e reciclados são utilizados para a irrigação, o que corresponde a 65% dos efluentes gerados (ISCID, 2007; Shevah, 2000). Gradualmente esta fonte de água não convencional tem vindo a tornar-se a principal fonte de água para a agricultura. Estima-se que no ano 2020 cerca de 600 hm³ do volume total de água fornecido para a agricultura seja proveniente de efluentes tratados e reciclados (Shevah, 2000). Após a recarga, os usos da água também incluem o uso industrial ou urbano não potável e recreativo (NRC, 1994).

Os aspectos sobre a qualidade da água, antes e após recarga, e o efeito de purificação pelo tratamento solo-aquífero, estão referidos com detalhe em NRC (1994). Bensabat (2006), refere alguns problemas de qualidade da água após recarga relativos à sua elevada salinidade e presença de micropoluentes, que não são reduzidos durante o tratamento secundário prévio nem durante o SAT.

Uma importante fonte de água para abastecimento doméstico é a desalinização de água do mar. Nas últimas décadas foram construídos diversos complexos, de pequena e grande dimensão, para desalinização de água salobra e salgada, produzindo geralmente água para abastecimento doméstico.

As primeiras estações de desalinização surgiram nas zonas áridas do Sul do país, em 1965, para satisfazer as necessidades de água para abastecimento. Actualmente, existem cerca de 30 estações que produzem 30 hm³/ano de água desalinizada. Localizam-se essencialmente em Arava e Negev. A maior situa-se em Eilat e desaliniza 11 hm³/ano de água do mar e do Mar Vermelho para abastecimento à cidade. Recentemente, o governo de Israel decidiu a construção de grandes complexos de desalinização ao longo da costa do Mar Mediterrâneo, com objectivos de produção de 305 hm³/ano até 2010 e 500 hm³/ano até 2015. A primeira estação foi construída perto de Ashkelon e forneceu inicialmente 100 hm³/ano, no final do ano de 2005 (EMWIS, 2006). A Figura A.5 mostra um pormenor deste Complexo, visitado durante a deslocação a Israel, realizada em Maio de 2006, considerado até à data, o maior complexo de desalinização de água do mar do mundo e o mais eficaz em termos de custo (US\$ 0,52/m³). Existem mais quatro complexos planeados, dois a Sul e dois a Norte, que pretendem a desalinização de 130 e 75 hm³/ano (EMWIS, 2006). A técnica predominantemente utilizada é a osmose inversa. Prevê-se que esta tecnologia provoque uma marca significativa no balanço hídrico em Israel até 2010 (Shevah, 1982).

Os objectivos inerentes à desalinização da água do mar incluem a adição de um volume de água potável ao sistema de abastecimento e a utilização de uma fonte de água que não teria outro uso sem a existência desta tecnologia, nem está dependente de variáveis climatológicas, como a precipitação. Adicionalmente, o volume excedentário de água desalinizada pode ser armazenado subterraneamente nos aquíferos, com o objectivo de utilização futura ou de recuperação do aquífero (EMWIS, 2006).



Figura A.5 - Detalhe do maior complexo de desalinização de água do mar existente no mundo, em Ashkelon, durante a visita de estudo a Israel (em Maio/2006)

ANEXO 2

A DIRECTIVA-QUADRO DA ÁGUA

A2 A DIRECTIVA-QUADRO DA ÁGUA

A Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água (Directiva Quadro da Água, DQA). A transposição da DQA para a ordem jurídica nacional foi feita através da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, que aprova a Lei da Água, estabeleceu as bases para a gestão sustentável das águas e o quadro institucional para o respectivo sector, assente no princípio da região hidrográfica como unidade principal de planeamento e gestão, tal como imposto pela mencionada directiva.

A Lei da Água está dividida em 10 Capítulos que abordam as seguintes áreas de actuação no âmbito da gestão das águas:

- 1) Disposições gerais;
- 2) Enquadramento institucional;
- 3) Ordenamento e planeamento dos recursos hídricos;
- 4) Objectivos ambientais e monitorização das águas;
- 5) Utilização dos recursos hídricos;
- 6) Infra-estruturas hidráulicas;
- 7) Regime económico e financeiro;
- 8) Informação e participação do público;
- 9) Fiscalizações e sanções;
- 10) Disposições finais e transitórias.

O âmbito de aplicação da Lei da Água abrange a totalidade dos recursos hídricos, nomeadamente as águas superficiais (onde se inserem as águas interiores, de transição e costeiras) e as águas subterrâneas, abrangendo além das águas, os respectivos leitos e margens, bem como as zonas adjacentes, zonas de infiltração máxima e zonas protegidas. A análise que se apresenta-se de seguida nesta secção procurou salientar os aspectos da Lei da Água que se focam na componente do ciclo hidrológico das águas subterrâneas e em aspectos relacionados com a seu estado de qualidade e metodologias

propostas para a sua recuperação. No entanto, não deverá ser esquecido desta análise um aspecto pertinente e referido como um princípio da Lei da Água a considerar (Capítulo I, artigo 3.º, alínea 1d) que concerne na gestão integrada dos recursos hídricos quando os ecossistemas aquáticos e terrestres associados se encontram em dependência directa em termos de zonas de descarga das águas subterrâneas. Assim sendo, o planeamento e a gestão das águas deverá ser realizado ao nível da região hidrográfica, tendo por base a bacia hidrográfica.

Um dos objectivos da Lei da Água apresentados neste documento que se aplica na componente das águas subterrâneas vem referido no Artigo 1º do Capítulo I, alínea d) que aponta para a necessidade de "(...) assegurar a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evitar o agravamento da sua poluição".

Existem algumas definições (artigo 4.º, Capítulo I) que devem ser salientadas porque serviram de base para o estudo aqui apresentado, nomeadamente as seguintes que se transcrevem da presente Lei:

- "Águas subterrâneas" todas as águas que se encontram abaixo da superfície do solo, na zona saturada, e em contacto directo com o solo ou com o subsolo (alínea f);
- "Bom estado das águas subterrâneas" o estado global em que se encontra uma massa de águas subterrâneas quando os seus estados quantitativo e químico são considerados, pelo menos, "bons" (alínea n);
- "Bom estado químico das águas subterrâneas" o estado químico alcançado por um meio hídrico subterrâneo em que a composição química é tal que as concentrações de poluentes (alínea r):
 - i) Não apresentem efeitos significativos de intrusões salinas ou outras;
 - ii) Cumpram as normas de qualidade ambiental que forem fixadas em legislação específica;
 - iii) Não impeçam que sejam alcançados os objectivos ambientais específicos estabelecidos para as águas superficiais associadas nem reduzam significativamente a qualidade química ou ecológica dessas massas;
 - iv) Não provoquem danos significativos nos ecossistemas terrestres directamente dependentes das massas de águas subterrâneas;
- "Bom estado quantitativo" o estado de um meio hídrico subterrâneo em que o nível freático é tal que os recursos hídricos subterrâneos disponíveis não são ultrapassados pela taxa média anual de captação a longo prazo, não estando sujeito a alterações antropogénicas que possam impedir que sejam alcançados os objectivos ambientais específicos para as águas superficiais que lhe estejam associadas, deteriorar significativamente o estado dessas águas ou provocar danos significativos nos ecossistemas terrestres directamente dependentes do aquífero, podendo ocorrer temporariamente, ou continuamente em áreas limitadas, alterações na direcção do escoamento subterrâneo em consequência de variações de nível, desde que essas alterações não provoquem intrusões de água salgada ou outras e não indiquem uma tendência antropogenicamente induzida, constante e claramente identificada, susceptível de conduzir a tais intrusões (alínea s);
- "Poluição" a introdução directa ou indirecta, em resultado da actividade humana, de substâncias ou de calor no ar, na água ou no solo que possa ser prejudicial para a saúde humana ou para a qualidade dos ecossistemas aquáticos ou dos ecossistemas terrestres daqueles directamente dependentes (alínea tt).

No Capítulo II relativo ao “**Enquadramento institucional**” são referidas as instituições e Órgãos da administração pública a quem cabe a gestão sustentada das águas e as suas competências, designadamente o Instituto da Água (INAG) e as Administrações das Regiões Hidrográficas (ARH) e os órgãos consultivos do Conselho Nacional da Água (CNA) e dos Conselhos da Região Hidrográfica (CRH). São também referidas as Comissões de Coordenação e desenvolvimento Regional (CCDR) com o papel de articular os instrumentos de ordenamento do território com as regras e princípios da Lei da Água e assegurar a integração da política da água nas políticas transversais do ambiente. Ao INAG, como Autoridade Nacional da Água, compete garantir a consecução dos objectivos da presente Lei e a intervenção em vários domínios de gestão da água, dos quais destaco:

- “Promover a protecção e o planeamento das águas, através da elaboração do Plano Nacional da Água e da aprovação dos Planos Específicos de Gestão de Águas e dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (Alínea a) do artigo 8.º). A elaboração e execução dos PGBH e PEGA são uma das competências das ARHs (referidas no artigo 9.º, alínea 6a).

O Capítulo III relativo ao “**Ordenamento e planeamento dos recursos hídricos**” aborda as questões que visam compatibilizar, de forma integrada, a utilização sustentável desses recursos com a sua protecção e valorização, bem como com a protecção de pessoas e bens contra fenómenos extremos associados às águas. Aponta para a necessidade de planear e regular as utilizações dos recursos hídricos das zonas que com eles confinam de modo a proteger a quantidade e a qualidade das águas, os ecossistemas aquáticos e os recursos sedimentológicos (Secção I, artigo 14.º). Mencionado no artigo 15.º relativo ao âmbito de intervenção, alínea 3), como “(...) zonas objecto de medidas de protecção dos recursos hídricos compreendem (..) as áreas vulneráveis à poluição por nitratos de origem agrícola”, como é o caso da ZVF que enquadra o sistema aquífero que é objecto desta investigação.

A Secção III relativa ao Planeamento das águas (...) visa fundamentar e orientar a protecção e a gestão das águas e a compatibilização das suas utilizações com as suas disponibilidades (...) e a concretização do planeamento através dos seguintes instrumentos (artigo 24.º):

a) O Plano Nacional da Água (PNA), de âmbito territorial, que abrange todo o território nacional;

b) Os Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH), de âmbito territorial, que abrangem as bacias hidrográficas integradas numa região hidrográfica e incluem os respectivos programas de medidas;

c) Os Planos Específicos de Gestão de Águas (PEGA), que são complementares dos PGBH e que podem ser de âmbito territorial, abrangendo uma sub-bacia ou uma área geográfica específica, ou de âmbito sectorial, abrangendo um problema, tipo de água, aspecto específico ou sector de actividade económica com interacção significativa com as águas. Uma descrição detalhada do que compreende e estabelece cada um destes planos é apresentada nos artigos 28.º, 29.º e 31.º, respectivamente, do Capítulo III.

A referência à recarga artificial é feita no “Programa de medidas” (artigo 30.º), que devem ser asseguradas para cada região hidrográfica, através dos PGBH, para o cumprimento dos objectivos ambientais. Os programas de medidas de base, enquanto

requisitos mínimos a cumprir, compreendem no que concerne à recarga artificial e à poluição de origem difusa as seguintes alíneas:

- Medidas destinadas à prevenção e controlo da poluição causada por fontes difusas, que podem assumir a forma da exigência de uma regulamentação prévia, como a proibição da descarga de poluentes na água ou o estabelecimento de um regime de licenciamento, ou registo baseado em regras gerais de carácter obrigatório (alínea b);
 - Medidas contra a poluição causada por motivos de origem agrícola (alínea p);
 - Proibição das descargas directas de poluentes nas águas subterrâneas, salvo situações específicas indicadas no n.º 4 que não comprometam o cumprimento dos objectivos ambientais, e **controlo da recarga artificial destas águas**, incluindo o estabelecimento de um regime de licenciamento (já aprovado pelo Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio) (alínea r).

Por fim, são referidos no artigo 31.º os PEGA que são complementares dos planos anteriores abordando a "(...) gestão mais pormenorizada a nível de sub-bacia, sector, problema, tipo de água ou sistema aquífero".

A Secção IV é dedicada aos aspectos de "**Protecção e valorização dos recursos hídricos**" que estabelece um conjunto de medidas complementares das que integram os PGBH, sendo mais uma vez realçado como objectivo a protecção dos recursos hídricos nas zonas vulneráveis (artigo 32.º, alínea 2b).

Destas medidas fazem parte as **medidas de protecção especial dos recursos hídricos** (artigo 36.º), que se aplicam em quatro alíneas e das quais destaco os seguintes aspectos:

- 1) "Zonas vulneráveis são consideradas zonas objecto de medidas de protecção especial dos recursos hídricos, sendo condicionadas, restringidas ou interditas as actuações e utilizações susceptíveis de perturbar os seus objectivos específicos, em termos de quantidade e qualidade das águas;
- 2) Nas zonas referidas (...) os utilizadores do domínio hídrico podem ser obrigados a cumprir ou respeitar acções e instruções administrativas, designadamente nos domínios da construção de infra-estruturas, da realização de medidas de ordenamento e da sujeição a programas de fiscalização;
- 4) Para as águas das zonas que são objecto de medidas de protecção especial de recursos hídricos são definidos objectivos e normas de qualidade, cuja aplicação deve ser sujeita a programas de monitorização e de controlo", de que se falará de mais adiante.

O artigo 39.º é inteiramente dedicado às **Zonas vulneráveis** e compreende nas suas quatro alíneas os seguintes aspectos:

- 1) As áreas do território que constituam zonas vulneráveis à poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola devem ter uma utilização condicionada, de forma a salvaguardar a sua qualidade, nomeadamente através de:
 - a) Delimitação dessas zonas especiais de protecção e
 - b) Definição e aplicação de regras e limitações ao uso desse espaço, condicionante do respectivo licenciamento;
- 2) O condicionamento da utilização deve ser tipificado e regulado nos PEGA e nos planos especiais de ordenamento do território, que podem conter programas de intervenção nas zonas vulneráveis do território nacional;

3) A declaração e a delimitação das zonas vulneráveis à poluição causada ou induzida por nitratos de origem agrícola devem ser objecto de legislação específica, onde se definam as restrições a respeitar;

4) As propostas de delimitação e os respectivos condicionamentos são elaborados pela administração da região hidrográfica territorialmente competente (...)."

Os **objectivos ambientais e a monitorização das águas** são o tema tratado no Capítulo IV, existindo um artigo dedicado aos objectivos para as diferentes origens de água e zonas protegidas, designadamente para as águas superficiais, as águas subterrâneas, as zonas protegidas e as massas de água artificiais ou fortemente modificadas. Os objectivos ambientais mencionados no artigo 45.º deverão ser "(...) prosseguidos através da aplicação dos programas de medidas especificados nos PGBH" (alínea 1), devendo estes programas "(...) permitir alcançar os objectivos ambientais definidos referentes ao bom estado e bom potencial das massas de água, o mais tarde até 2015, sem prejuízo das prorrogações e derrogações previstas nos artigos 50.º e 51.º" (alínea 2).

Os objectivos para as águas subterrâneas, transcritos do artigo 47.º, incluem a aplicação de "(...) medidas destinadas a evitar ou limitar a descarga de poluentes nas águas subterrâneas e prevenir a deterioração do estado de todas as massas de água" (alínea 1) e atingir "(...) o bom estado das águas subterrâneas, para o que se deve (alínea 2):

a) Assegurar a protecção, melhoria e recuperação de todas as massas de água subterrâneas, garantindo o equilíbrio entre as captações e as recargas dessas águas;

b) Inverter quaisquer tendências significativas persistentes para o aumento da concentração de poluentes que resulte do impacte da actividade humana, com vista a reduzir gradualmente os seus níveis de poluição".

As **prorrogações do prazo**, atrás mencionado, vêm referidas no artigo 50.º, desde que necessárias para "(...) uma realização gradual dos objectivos para as massas de água, uma vez que estejam preenchidos os requisitos do artigo 52.º, desde que, em alternativa, não se verifique mais nenhuma deterioração no estado de massa de água afectada ou se verifiquem todas as seguintes condições:

a) As necessárias melhorias no estado das massas de água não poderem ser todas razoavelmente alcançadas devido, pelo menos, a uma das seguintes razões:

i) A escala das melhorias necessárias só poder ser, por razões de exequibilidade técnica, realizada por fases que excedam o calendário exigível;

ii) Ser desproporcionadamente dispendioso complementar as melhorias nos limites do calendário exigível; ou

iii) As condições naturais não permitirem melhorias atempadas do estado da massa de água;

b) A prorrogação do prazo bem como a respectiva justificação serem especificamente referidas e explicadas no PGBH; e ainda

c) As prorrogações serem limitadas a períodos que não excedam o período abrangido por duas actualizações do PGBH, excepto no caso de as condições naturais serem tais que os objectivos não possam ser alcançados nesse período; e finalmente

d) Tenham sido inscritos no PGBH uma breve descrição das medidas para que as massas de água venham progressivamente a alcançar o estado exigido no final do prazo prorrogado, a justificação de eventuais atrasos significativos na aplicação dessas medidas

e o calendário previsto para a respectiva aplicação e tenha sido incluída na actualização do PGBH uma análise de execução das medidas previstas e uma breve descrição de quaisquer medidas adicionais.”

Nos casos em que as “massas de água estão muito afectadas pela actividade humana” ou, o seu estado seja tal que se “revele inexecutável ou desproporcionalmente dispendioso alcançar esses objectivos”, poderão ainda ser adoptados objectivos ambientais menos exigentes do que os previstos, mencionados no artigo 51.º relativo às **Derrogações**. Para tal, deverão no entanto, ser verificados os requisitos mencionados no artigo 52.º relativo às prorrogações de prazo e todo um conjunto de condições mencionadas no referido artigo 51.º.

A “**monitorização do estado das águas**” (águas de superfície e subterrâneas e zonas protegidas) fica inserida no artigo 54.º que salienta a necessidade de definir:

- “(...) para cada região hidrográfica redes de recolha de dados para monitorização de variáveis biológicas, hidrológicas e climatológicas, físico-químicas, de sedimentos e da qualidade química e ecológica da água” (alínea 1)
- “(...) um programa nacional de monitorização do estado das águas superficiais e subterrâneas e das zonas protegidas” (alínea 2)
- que inclua “(...) para as águas subterrâneas (...) a monitorização do estado químico e do estado quantitativo” (alínea 4).

No Capítulo V são abordadas as questões relacionadas com a “**Utilização dos recursos hídricos**” que se desenvolvem ao abrigo do princípio de precaução e da prevenção das actividades que tenham um impacto significativo no estado das águas. As utilizações podem ser de natureza comum ou de utilização privativa, podem estar sujeitas a licenças de utilização ou a sujeitas a concessão. As utilizações privativas dos recursos hídricos do domínio público estão designadas no artigo 59.º e no artigo 60.º é apresentada uma lista das que se encontram sujeitas a licença. Incluem-se nesta situação, por exemplo, “(...) a recarga e injeção artificial em águas subterrâneas”. Estão igualmente sujeitas a licença de utilização as actividades que incidam sobre leitos, margens e águas particulares, nomeadamente também a “(...) recarga e injeção artificial em águas subterrâneas” (artigo 62.º, alínea 2c).

Fazem também parte da Lei da Água um Capítulo dedicado ao tema das “Infra-estruturas hidráulicas”, um Capítulo relativo ao “Regime económico e financeiro”, que promove uma utilização sustentável dos recursos hídricos, e um Capítulo relativo à “Informação e participação do público” na execução da referida Lei, “(...) especialmente na elaboração, revisão e actuação dos PGBH”. No Capítulo IX relativo à “Fiscalização e sanções” são apresentadas as questões relacionadas a inspecção e a fiscalização das actividades que envolvem a utilização dos recursos hídricos e um regime de contra-ordenação.

No Capítulo X, subordinado às “**Disposições finais e transitórias**”, destaco o artigo 99.º onde se encontram referidos os prazos a observar na aplicação da Lei da Água para cada uma das matérias referidas. Dos prazos citados no referido artigo os que se encontram ainda por executar são os seguintes:

- Até final de 2010 a revisão do PNA prevista no n.º 4 do artigo 28.º (alínea a);

- Até 2006 os programas de monitorização referidos na alínea l) do n.º 6 do artigo 9.º e no artigo 54.º (alínea d);
- Até 2009 a aprovação dos PGBH previstos no artigo 29.º (alínea e);
- Até 2010 as políticas de preços previstas nas alíneas c), d) e e) do n.º 1 do artigo 83.º (alínea f);
- Até 2012 a aplicação dos programas de medidas previstos no artigo 30.º e a aplicação da abordagem combinada para o controlo das descargas poluentes nos termos da legislação referida no artigo 53.º (alínea g)
- Até 2015 a consecução dos objectivos ambientais, nos termos do artigo 45.º, e a revisão dos programas de medidas previstos no artigo 30.º (alínea h).

ANEXO 3

PERFIS GEOLÓGICOS NA CAMPINA DE FARO

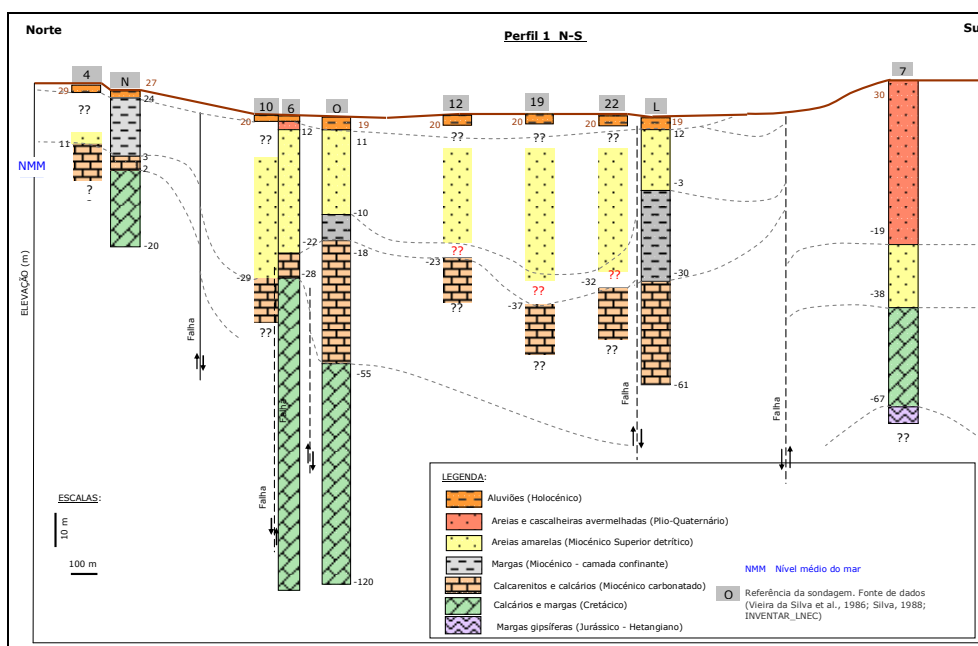


Figura A.6 – Perfil 1 N-S na Campina de Faro

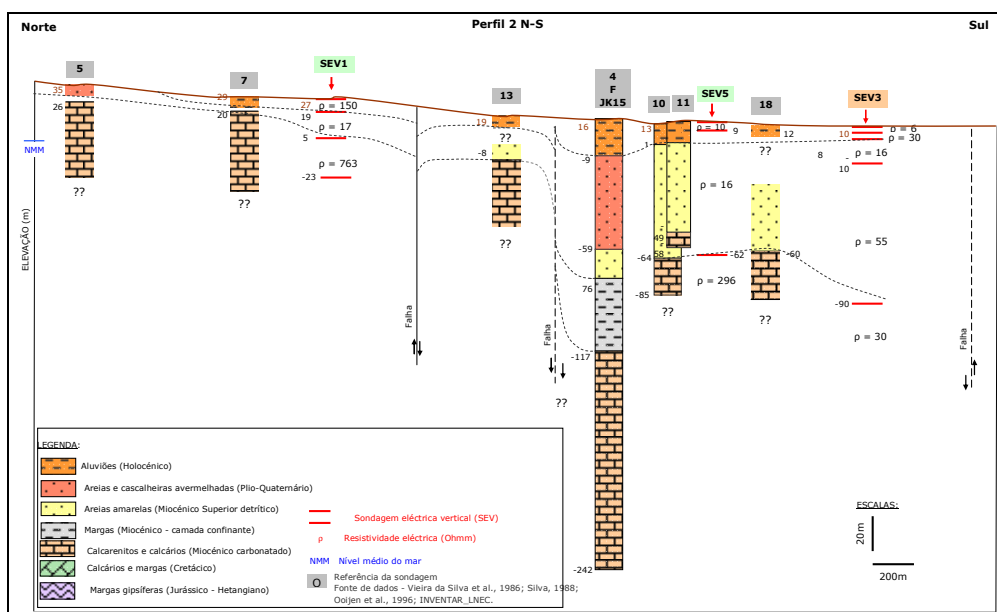


Figura A.7 – Perfil 2 N-S na Campina de Faro

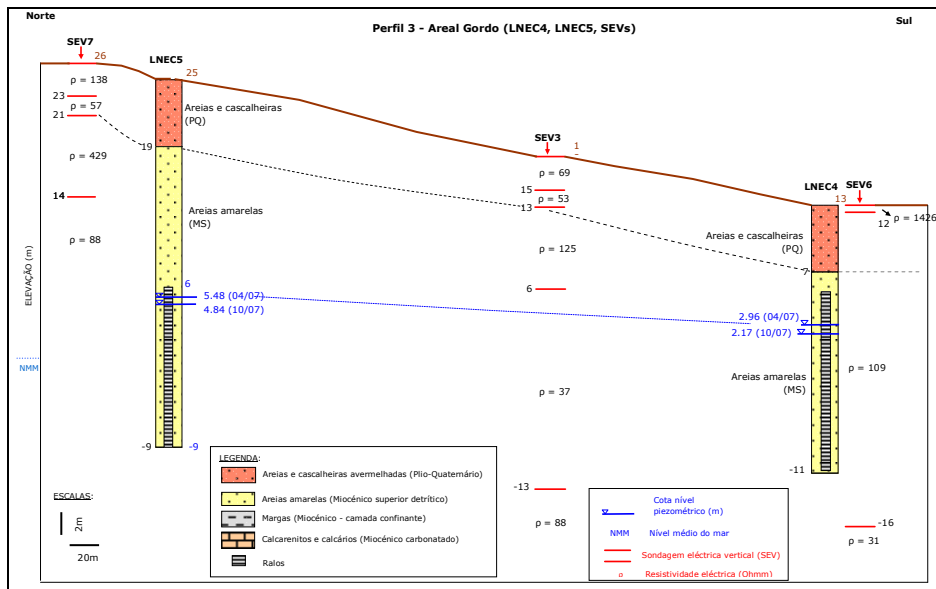


Figura A.8 – Perfil 3 no Areal Gordo

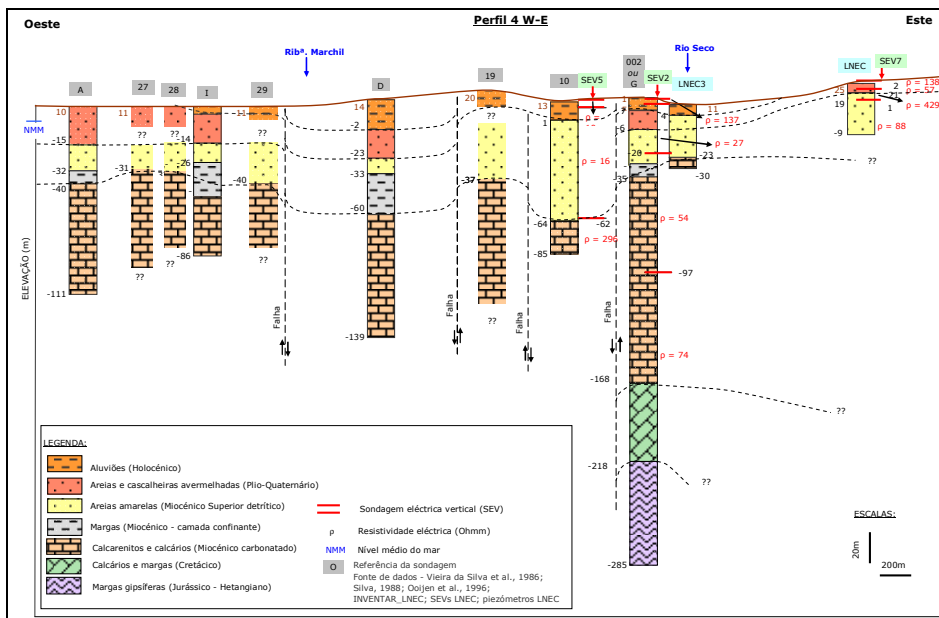


Figura A.9 – Perfil 4 E-W na Campina de Faro

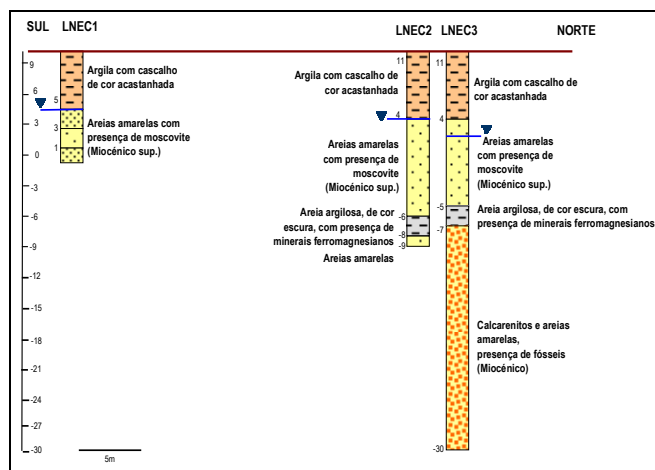


Figura A.10 – Colunas litológicas dos piezómetros LNEC1, LNEC2 e LNEC3 de Carreiros

ANEXO 4

DESCRIÇÃO DO MODELO NUMÉRICO FEFLOW UTILIZADO PARA A MODELAÇÃO DO ESCOAMENTO E DO TRANSPORTE DE MASSA NO AQUÍFERO DA CAMPINA DE FARO

A4 DESCRIÇÃO DO MODELO NUMÉRICO FEFLOW UTILIZADO PARA A MODELAÇÃO DO ESCOAMENTO E DO TRANSPORTE DE MASSA NO AQUÍFERO DA CAMPINA DE FARO

A4.1 Introdução

O modelo numérico FEFLOW desenvolvido pela *WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research*, Berlim, Alemanha, constitui um *software* sofisticado e interactivo de simulação tridimensional (3D) e bidimensional (2D) do fluxo subterrâneo, variável em função da densidade e dos processos de transporte de massa e de calor nas águas subterrâneas, utilizando o método numérico de resolução das equações diferenciais parciais por elementos finitos. Aspectos importantes neste modelo matemático que o tornam mais realista na caracterização dos sistemas aquíferos dizem respeito aos elementos finitos poderem traduzir de forma espacialmente mais precisa a geometria do aquífero e os seus limites, a adopção de um regime de fluxo 3D e a consideração da heterogeneidade e a anisotropia do meio. A primeira versão deste *software* foi criada em 1996 (FEFLOW4.8). A versão mais recente é a versão 5.3 (FEFLOW5.3), contudo a utilizada neste estudo é a versão 5.0, comercializada em 1998 (para mais detalhes sobre o *software* ver em <http://www.wasy.de/english/produkte/feflow/index.html>).

Este programa traduz-se numa ferramenta eficiente para a modelação das águas subterrâneas que permite, entre muitos outros aspectos: (1) a modelação de sistemas subterrâneos que se caracterizem pela existência (ou não) de superfícies livres, como é o caso de aquíferos freáticos, e aquíferos suspensos, implementando uma aproximação que permite a movimentação dos elementos da malha; (2) a solução de problemas nas zonas saturada e vadosa do solo; (3) a modelação de fenómenos de transporte variável em função simultânea das densidades e da temperatura; (4) o transporte de contaminantes por convecção e por dispersão, no qual as espécies químicas podem estar sujeitas à adsorção, dispersão hidrodinâmica e reacções químicas de 1ª ordem.

O modelo numérico FEFLOW inclui um pré-processador de dados que contém um gerador automático da malha de elementos finitos e a possibilidade de inserir os dados de entrada, condições iniciais e de fronteira de forma interactiva ou importando mapas criados em SIG pelo ArcMap, com diferentes formatos. Permite também a interpolação de valores para uma determinada área com base num conjunto de observações por métodos de Krigagem, *Inverse Distance Weighting* ou *Akima inter/extrapolation*. Sobre os elementos que constituem a malha do modelo poderão ser do tipo triangular ou quadrangular e variar de acordo com a dimensão do modelo e o número de nós. Tem também disponível um pós-processador que permite a análise dos resultados do modelo, o cálculo do balanço do escoamento e de massa de contaminante, para todo o domínio do modelo ou para qualquer nó ou elemento da malha de cada plano que se especifique. Entre outras opções, contém um módulo de um conhecido programa de estimação automática de parâmetros, designado de PEST [*Parameter Estimator module*, versão 2.04 por Doherty (1995)], muito útil quando se pretende realizar a calibração do modelo. A versão do FEFLOW utilizada neste estudo apenas permite a calibração automática em estado permanente, contudo a versão mais recente permite realizar a calibração para o estado transitório.

Em seguida descrevem-se alguns aspectos gerais necessários à formulação matemática utilizada pelo modelo numérico utilizado.

A4.2 Equações básicas do escoamento subterrâneo

O escoamento subterrâneo é geralmente descrito pela aplicação da Lei de Darcy e pelo princípio da conservação de massa. A equação de fluxo subterrâneo pode escrever-se do seguinte modo:

$$S_s \frac{\partial h}{\partial t} = \nabla(K_{ij} \nabla h) + q_s \quad \text{Eq. A.1}$$

em que S_s é o armazenamento específico (m^3), h o nível piezométrico (m), t o tempo (d), K_{ij} a condutividade hidráulica na zona saturada (m/d) e q_s representa as entradas ou saídas de água do sistema (m^3/d). A equação de fluxo subterrâneo pode ser solucionada por diversos esquemas implementados em programas comerciais de modelação numérica, como é o caso do FEFLOW.

O modelo FEFLOW baseia a análise numérica em regime transitório e 3D nos seguintes princípios físicos fundamentais de conservação de massa do fluido, do meio poroso e dos constituintes químicos, conservação do momento e conservação da energia. O meio poroso saturado pode descrever-se por um sistema de duas fases, fase líquida e fase sólida. O indicador da fase varia $\alpha = s, f$, em que s indica a fase sólida e f a fase líquida, que neste caso é representada pela água. As fracções de volume de cada fase definem-se de acordo com $\varepsilon = \varepsilon_f$ e $\varepsilon = 1 - \varepsilon_s$, em que ε indica a porosidade do meio poroso. As formulações matemáticas subjacentes encontram-se detalhadamente descritas em Diersch (2002), sendo desenvolvidas em separado dependendo do tipo de modelo, do tipo de superfície piezométrica ou do tipo de aquífero. Para o espaço 3D e 2D (modelo vertical e assimétrico), as equações representativas do modelo são as seguintes, respectivamente (Diersch, 2002):

$$S_o \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q_i^f}{\partial x_i} = Q_\rho + Q_{EB}(C, T) \quad \text{Eq. A.2}$$

$$q_i^f = -K_{ij} f_\mu \left(\frac{\partial h}{\partial x_j} + \frac{\rho^f - \rho_o^f}{\rho_o^f} e_j \right) \quad \text{Eq. A.3}$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon RC) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(q_i^f C - D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + \varepsilon R \vartheta C = Q_C \quad \text{Eq. A.4}$$

(forma divergente)¹

$$\varepsilon R_d \frac{\partial C}{\partial t} + q_i^f \frac{\partial C}{\partial x_i} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + (\varepsilon R \vartheta + Q_\rho) C = Q_C \quad \text{Eq. A.5}$$

(forma convectiva)²

$$\frac{\partial}{\partial t} [(\varepsilon \rho^f c^f + (1 - \varepsilon) \rho^s c^s) T] + \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho^f q_i^f c^f T) - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\lambda_{ij} \frac{\partial T}{\partial x_j} \right) = Q_T \quad \text{Eq. A.6}$$

(forma divergente)

$$[\varepsilon \rho^f c^f + (1 - \varepsilon) \rho^s c^s] \frac{\partial T}{\partial t} + \rho^f c^f q_i^f \frac{\partial T}{\partial x_i} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\lambda_{ij} \frac{\partial T}{\partial x_j} \right) + \rho^f c^f Q_\rho (T - T_o) = Q_T \quad \text{Eq. A.7}$$

(forma convectiva)

Com as seguintes equações constituintes (Diersch, 2002):

Nível piezométrico

$$h = \frac{p^f}{\rho_o^f g} + x_l \quad \text{Eq. A.8}$$

Tensor da condutividade hidráulica

$$K_{ij} = \frac{k_{ij} \rho_o^f g}{\mu_o^f} \quad \text{Eq. A.9}$$

Função da relação da viscosidade do fluido

$$f_\mu = \frac{\mu_o^f}{\mu^f(C, T)} \quad \text{Eq. A.10}$$

Tensor da dispersão hidrodinâmica

$$D_{ij} = (\varepsilon D_d + \beta_T V_q^f) \delta_{ij} + (\beta_L - \beta_T) \frac{q_i^f q_j^f}{V_q^f} \quad \text{Eq. A.11}$$

Factor de retardamento

$$R = 1 + \frac{(1 - \varepsilon)}{\varepsilon} \chi(C) \quad \text{Eq. A.12}$$

¹ Equação do transporte na forma "divergence", calcula o fluxo de contaminante total através das fronteiras do modelo, por advecção e por dispersão (parte convectiva + parte dispersiva do fluxo).

² Equação do transporte na forma "convectiva", incorpora a equação da conservação de massa e calcula apenas o fluxo de contaminante por advecção (parte convectiva do fluxo).

$$R_d = 1 + \frac{(1 - \varepsilon)}{\varepsilon} \frac{\partial[\lambda(C) \cdot C]}{\partial C} \quad \text{Eq. A.13}$$

Tensor da termo-dispersão hidrodinâmica

$$\lambda_{ij} = \lambda_{ij}^{cond} + \lambda_{ij}^{disp} \quad \text{Eq. A.14}$$

$$\lambda_{ij}^{cond} = [\varepsilon \lambda^f + (1 - \varepsilon) \lambda^s] \delta_{ij} \quad \text{Eq. A.15}$$

$$\lambda_{ij}^{disp} = \rho^f c^f \left[\alpha_T V_q^f \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{q_i^f q_j^f}{V_q^f} \right] \quad \text{Eq. A.16}$$

$$Q_T = \varepsilon \rho^f Q_T^f + (1 - \varepsilon) \rho^s Q_T^s \quad \text{Eq. A.17}$$

Estas equações são resolvidas para as seguintes quatro variáveis primárias (Diersch, 2002):

h = nível piezométrico

q_i^f = velocidade de Darcy do vector de escoamento

C = concentração do componente químico

T = temperatura

em que,

ρ^f, ρ_0^f = Densidade do fluido e densidade do fluido de referência, respectivamente;

ρ^s = Densidade do solo

S_0 = Coeficiente de armazenamento específico

K_{ij} = Tensor da condutividade hidráulica

e_j = Vector unitário gravitacional

f_μ = Função da relação de viscosidade constitutiva

Q_{EB} = Termo da aproximação de Boussinesq

R = Factor de retardamento

R_d = Termo derivado do retardamento

D_{ij} = Tensor da dispersão hidrodinâmica

ν = Taxa de decaimento

ε = Porosidade

c^f, c^s = Capacidade de calor específica do fluido e do sólido respectivamente

λ_{ij} = Tensor de termo-dispersão hidrodinâmica

Q_x = Função de recarga/sumidouro do fluido ($x=\rho$), da massa de contaminante ($x=C$) e de calor ($x=T$)

α = Razão entre a diferença de densidades do fluido

β = Coeficiente de expansão do fluido

C_0, T_0 = Concentração e temperaturas de referência, respectivamente

C_s = Concentração máxima

p^f = Pressão do fluido

g = Aceleração gravitacional

K_{ij} = Tensor da permeabilidade

$\mu, \mu f_0$ = Viscosidade dinâmica do fluido e o seu valor de referência, respectivamente

D_d = Coeficiente de difusão molecular do fluido

V_q^f = Velocidade de Darcy absoluta do fluido

β_L, β_T = Dispersividade longitudinal e transversal das espécies químicas, respectivamente

$\chi(C)$ = Função da concentração dependente da adsorção

$\lambda_{ij}^{\text{cond}}$ = Parte condutiva do tensor de termo-dispersão

$\lambda_{ij}^{\text{disp}}$ = Parte dispersiva do tensor de termo-dispersão

λ^f, λ^s = Condutividade termal para fluido e sólido, respectivamente

α_L, α_T = Termo-dispersividade longitudinal e transversal do fluido, respectivamente.

Em seguida descrevem-se sucintamente as etapas de definição do problema e introdução de dados, bem como os parâmetros necessários à modelação 3D do escoamento subterrâneo e do transporte de massa com o modelo FEFLOW.

A4.3 Geração da malha

A primeira etapa da modelação consiste na criação de uma malha de elementos finitos que tem como base o sistema aquífero em estudo e as discontinuidades que existem no seu interior ou uma determinada zona de interesse. Durante a simulação os resultados são calculados em cada nó da malha e interpolados no interior dos elementos finitos (Diersch, 2002). O FEFLOW dispõe de três opções para a geração da malha (geração automática, em área e gradual) e a possibilidade de diferentes graus de refinamento em locais a definir. O tipo de elemento que constitui a malha também pode ser seleccionado de acordo com a dimensão do modelo (2D ou 3D). Dispõe, para problemas 2D, de elementos quadrangulares com 4 e 8 nós e triangulares com 3 e 6 nós e, para problemas 3D, de elementos prismáticos triangulares com 6 e 15 nós e prismáticos quadrangulares com 8 e 20 nós.

A4.4 Definição e discretização do problema

A definição do problema faz-se pela escolha do meio que se pretende estudar (saturado ou não saturado), do tipo de simulação (apenas fluxo ou fluxo e transporte de massa em condições estacionárias ou transitórias), do tipo de aquífero (confinado ou não confinado), da dimensão do modelo (2D ou 3D) e, no caso de 2D, do plano de projecção que se pretende (horizontal, vertical ou assimétrico).

A simulação em condições transitórias permite a escolha de diferentes opções relativamente à discretização temporal, que incluem esquemas de intervalos de tempo constantes, variáveis ou por cálculo automático. Os intervalos de tempo calculados automaticamente são executados realizando um esquema de integração do tempo de 1ª ordem (*Forward Euler/Backward Euler* FE/BE) ou um esquema de integração do tempo de 2ª ordem (*Forward Adams Bashforth/Backward Trapezoid* AB/TR). Segundo Diersch (2002), a escolha de intervalos de tempo automáticos do tipo FE/BE é a mais adequada para problemas de densidade variável e meio não saturado.

A discretização espacial vertical é realizada em modelos 3D. Nestes casos definem-se as unidades estratigráficas e a topografia através de planos, que são superfícies que limitam

as camadas, e que apresentam os nós dos elementos finitos que constituem a malha. Cada camada é assim limitada por dois planos e é formada pelos elementos da malha.

A4.5 Dados relativos ao modelo de fluxo subterrâneo

Relativamente aos dados do fluxo subterrâneo é necessário estabelecer as condições iniciais, as condições de fronteira e os parâmetros dos materiais que constituem o meio poroso simulado.

A4.5.1 Condições iniciais

As condições iniciais correspondem à distribuição inicial dos níveis piezométricos. A importação dos dados pode ser realizada a partir de um ficheiro de dados (*database*), sendo depois interpolados para toda a área por um dos seguintes métodos: krigagem, inter/extrapolação de Akima, distância inversa e interpolação linear 1D, ou ainda pela introdução, de forma interactiva, do valor que se pretende para toda a área, para um elemento finito, para um nó da malha ou para uma área pré-definida.

As condições iniciais devem ser calculadas em estado permanente e serão depois utilizadas como condição inicial do estado transitório.

A4.5.2 Condições de fronteira

As condições de fronteira são restrições impostas nos nós da malha do modelo que representam a interface entre o domínio da área modelada e o ambiente envolvente. São formulações matemáticas que especificam a variável dependente (nível piezométrico) ou a derivada da variável dependente (fluxo) nas fronteiras do modelo. Algumas considerações gerais sobre a imposição de condições de fronteira são referidas em Anderson e Woessner (1992), das quais se salientam as seguintes: 1) devem ser localizadas e orientadas em consistência com a característica física que pretendem representar; 2) devem ser impostas o mais afastado possível da zona de interesse para que qualquer alteração imposta no interior do domínio da área modelada não se reflecta na própria condição de fronteira; 3) devem ser atribuídas de modo que o efeito que pretendem representar seja realista. Normalmente podem tirar partido das fronteiras físicas ou hidráulicas da área modelada. As fronteiras físicas estão normalmente relacionadas com a presença de uma formação geológica impermeável ou de corpos de água superficial. Geralmente as fronteiras impermeáveis são atribuídas à base ou às fronteiras laterais do domínio modelado.

As condições de fronteira podem-se definir da seguinte forma (Diersch, 2002),:

- 1º Tipo ou de Dirichlet, quando a variável de estado (potencial hidráulico, concentração ou temperatura) permanece constante ao longo do tempo;
- 2º Tipo ou de Neumann, quando o fluxo (de um fluido, de calor ou de massa) permanece constante;
- 3º Tipo ou de Cauchy, quando existe a troca de fluido entre o aquífero e outro meio, em função da diferença de potencial entre ambos e da condutância hidráulica. A condutância hidráulica define-se como um parâmetro hidráulico que regula a entrada ou saída de água de um aquífero, através de uma fronteira semi-permeável.

Existe um outro tipo de condição de fronteira definida no FEFLOW que se designa por 4º Tipo e que corresponde à entrada ou saída de um caudal do domínio do modelo através de uma fonte pontual.

As condições de fronteira para um modelo de escoamento subterrâneo formulado com o FEFLOW podem ser seleccionadas entre as que se enunciam e descrevem no Quadro A.1 (Diersch, 2002)

Quadro A.1 – Condições de fronteira para o modelo de escoamento definido no FEFLOW (Diersch, 2002)

Condições de fronteira	Unidades	Observações
1º Tipo ou Dirichlet Potencial hidráulico constante	m	Descreve o nível piezométrico num determinado nó da malha.
2º Tipo ou Neumann Fluxo constante	m/d ou m ² /d	Fixa o fluxo de um fluido em determinado nó ou conjunto de nós adjacentes. No caso de um problema horizontal 2D e aquífero confinado, o fluxo de um fluido tem que ser estabelecido integrado em função da profundidade. O mesmo sucede no caso de modelos 3D com superfície freática com propriedade de mobilidade.
3º Tipo ou Cauchy Transferência	m	Define o nível piezométrico de referência numa área exterior ao domínio do modelo, como é o caso de um rio ou de um lago; neste tipo de condição tem que ser definida uma taxa de transferência entre este corpo superficial e o aquífero.
4º Tipo Fonte pontual	m ³ /d	Corresponde à injeção ou à extracção de água através de um furo que se representa por um nó na malha.

No Quadro A.2 são apresentadas as formulações matemáticas, segundo Diersch (2002), subjacentes às referidas condições de fronteira formuladas no FEFLOW, considerando um modelo 3D. Segundo este autor, existe a possibilidade de, no caso de condições de fronteira do 2º e 3º Tipo e quando se define um problema de superfície freática com a propriedade de mobilidade, este tipo de condições poderem ser formuladas de forma integrada em função da profundidade (de acordo com Eq. A.20 e Eq. A.22). Deste modo, as taxas de fluxo permanecem independentes da espessura saturada do aquífero e da localização da superfície freática.

Quadro A.2 – Formulações matemáticas para as condições de fronteiras formuladas no FEFLOW caso de modelos 3D (Diersch, 2002)

Condições de fronteira	Formulações matemáticas
1º Tipo ou Dirichlet Potencial hidráulico constante	$h(x_i, t) = h_1^R(t) \quad \Gamma_1 \times t[0, \infty)$ Eq. A.18
2º Tipo ou Neumann Fluxo constante	$q_{n_h}(x_i, t) = q_h^R(t) = -K_{ij} f_{\mu} \left(\frac{\partial h}{\partial x_j} + \frac{\rho^f - \rho_o^f}{\rho_o^f} e_j \right) n_i \quad \Gamma_2 \times t[0, \infty)$ Eq. A.19
	$q_{n_h}(x_i, t) = q_h^R(t)$ Eq. A.20 (Fluxo integrado)

Condições de fronteira	Formulações matemáticas
3º Tipo ou Cauchy Transferência	$q_{n_h}(x_i, t) = -\Phi_h(h_2^R - h) \quad \Gamma_3 \times t[0, \infty)$ <p style="text-align: right;">Eq. A.21</p> $q_{n_h}(x_i, t) = -\Phi_h(h_2^R - h)$ <p style="text-align: right;">Eq. A.22 (Fluxo integrado)</p>
4º Tipo Fonte pontual	$Q_\rho^w(x_i, t) = \sum_m Q_m^w \prod_i \{\delta(x_i - x_i^m)\} \quad \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega$ <p style="text-align: right;">Eq. A.23</p>

Em que:

h_1^R, h_2^R = Carga hidráulica h estabelecida na condição de fronteira

q_{n_h} = Fluxo de Darcy na direcção normal que atravessa a fronteira (positivo no caso de fluxo de saída)

q_{n_h} = Fluxo de Darcy vertical médio, na direcção normal

q_h^R = Fluxo do fluido, estabelecido na direcção normal, na condição de fronteira

Φ_h^{in} = Coeficiente de transferência direccional de entrada (T^{-1})

Φ_h^{out} = Coeficiente de transferência direccional de saída (T^{-1})

Q_ρ^w = Função da fonte pontual

Q_m^w = Caudal de injeccção/extracção de uma fonte pontual m

x_i^m = Coordenadas de uma fonte pontual m

P_0 = Recarga

ε = Porosidade eficaz

n_i = Vector unitário da direcção normal

x_i = Elevação topográfica

As condições de fronteira podem ser limitadas por restrições, que se definem como sendo limites mínimos e máximos, que tornam válida uma dada condição de fronteira. Se, durante a simulação, forem excedidos esses limites, uma nova condição de fronteira intermédia é estabelecida, que deverá coincidir com os limites mínimo ou máximo estabelecidos inicialmente (Diersch, 2002). Por exemplo, uma condição de fronteira do 1º tipo pode ter um limite mínimo e máximo de fluxo e uma condição de fronteira do 2º Tipo pode ter um limite mínimo e máximo de potencial hidráulico. Outro exemplo, no caso de uma condição de fronteira do 4º Tipo, geralmente utilizada para um furo de extracção ou de injeccção - o valor de extracção/injecção imposto pode ser válido apenas até que um determinado valor do nível piezométrico seja atingido (*i.e.* mínimo e máximo imposto como restrição), de modo que o furo de extracção não continue a extrair mesmo abaixo da profundidade onde estão, por exemplo, colocados os filtros ou, no caso do furo de injeccção, limitar a subida da água acima da elevação topográfica. O FEFLOW possibilita definir as condições de fronteira de forma constante ou variável, em função do tempo, assim como as restrições que limitam a sua validade.

As condições de fronteira do 3º Tipo são normalmente atribuídas para a ligação entre um corpo de água superficial, como um rio, e as águas subterrâneas. Este tipo de condição de fronteira obriga a que seja atribuído um nível de referência no limite de separação entre os dois meios e um coeficiente de transferência. Se o nível de referência for superior relativamente ao nível piezométrico calculado pelo modelo ($h_2^R > h$), no memo nó da malha, então o rio será influente e existe um coeficiente de transferência de fluido de entrada Φ_h^{in} para o modelo. A situação inversa também pode ocorrer, ficando assim o rio com um comportamento efluente. Pode ainda restringir-se a validade deste tipo de condição do seguinte modo: impondo uma restrição de fluxo ou uma restrição de nível. Normalmente, o leito do rio encontra-se colmatado por uma zona de colmatção. Segundo Diersch (2002), o fluxo entre o rio e o aquífero, assumindo a validade da Lei de Darcy, pode estimar-se pela aplicação da seguinte expressão:

$$q_n \approx - K^{col} \cdot \frac{(h^R - h^{min})}{d} \quad \text{Eq. A.24}$$

em que

q_n = Fluxo na direcção normal que atravessa a fronteira (positivo no caso de fluxo para o interior) (L/T)

K^{col} = Condutividade hidráulica saturada da zona de colmatção (L²/T)

d = Espessura da zona de colmatção (L)

A determinação do coeficiente de transferência depende da condutividade hidráulica desta zona e da sua espessura, traduzindo-se pelas seguintes expressões, segundo Diersch (2002), no caso de um corpo de água superficial possuir um comportamento influente ou efluente relativamente ao aquífero:

$$\Phi^{in} \approx K^{col} / d \quad \text{Eq. A.25}$$

$$\Phi^{out} \approx K^{col} / d \quad \text{Eq. A.26}$$

Mais detalhes sobre estas formulações podem-se encontrar em Diersch (2002).

A4.5.3 Parâmetros do meio poroso

Os parâmetros do meio poroso dependem da dimensão da simulação (2D ou 3D), do tipo de projecção, do meio através do qual se realiza a modelação do fluxo (zona saturada ou zona não saturada). Para meios saturados e simulações 3D é necessário definir os parâmetros hidráulicos referidos no Quadro A.3 (Diersch, 2002)

Quadro A.3 – Parâmetros dos materiais para o modelo de escoamento em 3D definido no FEFLOW (Diersch, 2002)

Parâmetros do meio poroso	Símbolo	Unidades
Condutividade Kxx* ou K1m**	K_{11} ou K_1^m	10 ⁻⁴ m/s
Condutividade Kyy* ou K2m**	K_{22} ou K_2^m	10 ⁻⁴ m/s
Condutividade Kzz* ou K3m**	K_{33} ou K_3^m	10 ⁻⁴ m/s
Recarga (+) / Evaporação (-)	P_0	10 ⁻⁴ m/d
Razão entre densidades	α	10 ⁻⁴
Factor de anisotropia		1
Porosidade eficaz	ϵ_e	1
Cedência específica (aquífero livres)	S_s	10 ⁻⁴
Coefficiente de armazenamento específico (aquíferos confinados)	S_0	m ⁻¹
Taxa de transferência do aquífero e para o aquífero	Φ_h^{out} e Φ_h^{in}	10 ⁻⁴ /d

* - eixos paralelos à anisotropia

** - anisotropia geral

As condições de fronteira são atribuídas aos planos e as propriedades hidráulicas às camadas que constituem o modelo.

A4.6 Dados relativos ao modelo de transporte de massa

Tal como sucede no caso do modelo de escoamento subterrâneo, também para a modelação do transporte de massa se estabelecem as condições iniciais, as condições de fronteira e as propriedades dos materiais. As condições iniciais consistem na introdução das concentrações iniciais relativas ao contaminante que se pretende modelar.

As condições de fronteira a definir para o modelo de transporte de massa incluem as que se descrevem no Quadro A.4 (Diersch, 2002).

Quadro A.4 – Condições de fronteira para o modelo de transporte de massa definido no FEFLOW (Diersch, 2002)

Condições de fronteira	Unidades	Observações
1ª ordem (Dirichlet) Concentração imposta	mg/L	Define a concentração do contaminante a modelar
2ª ordem (Neumann) Fluxo de massa imposto	mg/L×m/d	Define o fluxo de entrada do contaminante no modelo
3ª ordem (Cauchy) Transferência de massa	mg/L	Define o fluxo de entrada do contaminante através de uma zona lixiviante
4ª ordem Fonte pontual	mg/L×m/d	Define uma fonte ou sumidouro para um contaminante

As propriedades dos materiais a estabelecer, relativas ao transporte de massa, podem observar-se no Quadro A.5 (Diersch, 2002) e regulam os mecanismos de transporte de solutos no meio poroso modelado.

Na parte relativa à interação entre o soluto e o meio poroso, os processos de adsorção podem ser caracterizados pelas seguintes isothermas de adsorção: Henry, Freundlich e Langmuir cujas respectivas expressões matemáticas descrevem a relação entre a concentração e a quantidade adsorvida na superfície do solo. A mais conhecida, expressa pela Lei de adsorção de Henry pode escrever-se da seguinte forma, segundo Diersch (2002):

$$R = \varepsilon (1-\varepsilon) K \quad \text{Eq. A.27}$$

$$R_d = \varepsilon + (1-\varepsilon) K \quad \text{Eq. A.28}$$

em que K é o coeficiente de adsorção de Henry. Este coeficiente pode ser calculado pela aplicação da seguinte expressão: $K = K_d \cdot \rho^S$, em que, K_d é o coeficiente de distribuição fase sólida/fase líquida para um dado elemento (m^3/kg) e ρ^S a densidade do sólido (kg/m^3).

Outro mecanismo de transporte de solutos é a difusão molecular que se traduz num movimento próprio das moléculas de soluto, que conduz ao equilíbrio de concentração no meio. Este mecanismo pode ocorrer na ausência de qualquer movimento hidráulico e só deixa de existir quando se anulam os gradientes de concentração.

Quadro A.5 – Parâmetros dos materiais para o modelo de transporte de massa 3D definido no FEFLOW (Diersch, 2002)

Parâmetros	Símbolo	Unidades
Porosidade	ε	1
Coeficiente de adsorção de <i>Henry</i>	K	1
Coeficiente de adsorção de <i>Freundlich</i>	b_1	1
Coeficiente de adsorção de <i>Langmuir</i>	K_1	1
Difusão molecular	D_d	$10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$
Dispersividade longitudinal	β_L	m
Dispersividade transversal	β_T	m
Taxa de decaimento	ϑ	$10^{-4}/\text{s}$
Caudal de entrada (+) / Caudal de saída (-)	Q_C	$\text{g}/\text{m}^3/\text{d}$
Taxa de transferência do aquífero	Φ_C^{out}	m^2/d
Taxa de transferência para o aquífero	Φ_C^{in}	m^2/d

A4.7 Processos de calibração do modelo

A calibração de um modelo de escoamento é o processo através do qual determinadas variáveis independentes do modelo são ajustadas, de modo realista, de maneira a produzir o melhor ajuste possível entre os dados de simulação e os dados observados, neste caso, os dados de piezometria registados. Ou seja, os processos de calibração resolvem o problema de forma inversa em que tentam ajustar variáveis menos conhecidas até a solução atingir os resultados conhecidos. Este processo poderá envolver um refinamento da estrutura hidrogeológica, das propriedades hidráulicas do aquífero (condutividade hidráulica, coeficiente de armazenamento e coeficiente de drenância) e a reformulação das condições de fronteira (e.g., o valor de recarga imposto). Após esta fase e para se atingir um determinado grau de confiança nas previsões do modelo este terá de reproduzir os resultados esperados sob determinadas condições impostas. Segue-se então uma análise de sensibilidade dos seus resultados [modificado de Anderson e Woessner (1992); Middlemis *et al* (2000)].

A calibração do modelo pode ser realizada em condições de estado permanente ou transitório. Normalmente a maioria das calibrações são efectuadas em estado permanente, mas será importante proceder também à sua calibração em estado transitório. A selecção de um estado permanente representativo constitui um aspecto decisivo para a modelação. Dependendo um pouco dos objectivos da modelação, poderá seleccionar-se um valor médio de uma série completa de registos de nível piezométrico, um valor médio anual ou um valor médio sazonal. Poderá também optar-se por um estado de quase permanente em que se assume que a piezometria para um determinado período escolhido será representativa para determinadas condições de perturbações que prevaleceram nesse mesmo período (modificado de Anderson e Woessner, 1992).

Existem duas formas de se realizar a calibração de um modelo: (1) por ajuste manual de tentativa-erro dos parâmetros; (2) por estimação automática de parâmetros. A primeira forma foi a primeira que surgiu mas, segundo Carrera e Neuman (1986) *in* Middlemis *et al.* (2000), trata-se de um método trabalhoso e subjectivo. Actualmente a tendência é utilizar-se este mesmo método mas de forma automática e menos morosa. Um dos programas mais conhecidos trata-se do PEST (*Model Independent Parameter Estimation*) desenvolvido por J. Doherty (*Watermark Computing*, Austrália) e que tem sido integrado em modelos numéricos como o Visual MODFLOW e o FEFLOW (mais detalhes sobre o PEST podem ser encontrados em <http://www.sspa.com/pest/utilities.shtml>).

A calibração automática acentua uma questão importante relacionada com a não unicidade do problema de calibração, devido ao facto de um conjunto variado de variáveis do modelo serem capazes de produzir resultados idênticos (Middlemis *et al.*, 2000). Pode ser exemplificado que qualquer combinação de volumes de escoamento e condutividades hidráulicas no modelo, com a mesma relação com estes mesmos valores reais, podem produzir uma distribuição idêntica da piezometria [Ritchey e Rumbaugh, (1996) *in* Middlemis *et al.* (2000)]. As formas sugeridas por este autor para reduzir este problema são: calibrar o modelo com valores das variáveis de calibração consistentes com os valores reais medidos; calibrar diferentes situações hidrogeológicas com o mesmo conjunto de variáveis.

ANEXO 5

ESTIMATIVA DOS VALORES DE RECARGA MENSAL NA ÁREA DO MODELADA PARA OS ANOS HIDROLÓGICOS DE 2006/2007 E 2007/2008

A5 ESTIMATIVA DOS VALORES DE RECARGA MENSAL NA ÁREA DO MODELADA PARA OS ANOS HIDROLÓGICOS DE 2006/2007 E 2007/2008

A5.1 Introdução

Neste ANEXO apresenta-se a metodologia adoptada para estimar os valores de recarga mensal para os anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008, necessários como dado de entrada para o modelo matemático de escoamento desenvolvido no Capítulo 6 da Tese. Os valores de recarga para a área de modelada foram inicialmente determinados em Lobo-Ferreira *et al.* (2006), com base na aplicação do modelo numérico de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ_MOD (Oliveira, 2004), que resultou da actualização do modelo numérico original BALSEQ (Lobo-Ferreira, 1981). O período em análise compreendeu uma série de precipitação de 10 anos, entre 01/10/1981 e 30/09/1991, registada na estação udométrica de Quelfes (INAG 31K-02). Os dados de entrada para aplicação do modelo numérico e o mapeamento dos valores de recarga calculados foram apresentados na Secção 3.12 do Capítulo 3 da Tese.

Como dado de entrada para o modelo matemático de escoamento são necessários valores de recarga mensais ocorridos no mesmo período em que foram efectuados os registos de piezometria do aquífero, nomeadamente entre Outubro de 2006 e Outubro de 2008, durante as quatro campanhas de monitorização. Estes valores foram estimados por regressão linear a partir dos valores de precipitação mensal registados na estação de Quelfes, para cada polígono que caracteriza a distribuição da recarga, individualizado com as mesmas características de tipo de solo e de ocupação do solo.

A5.2 Precipitação mensal

Os valores de precipitação registados na estação de Quelfes entre Outubro de 2006 e Outubro de 2008 foram retirados do SNIRH³. A série de dados disponível estava na altura da consulta incompleta pelo que foi necessário proceder à interpolação destes valores de precipitação, por regressão linear com os valores registados nas estações udométricas mais próximas, Estói e São Brás de Alportel. As equações de regressão linear determinadas e os respectivos coeficientes de correlação apresentam-se na Figura A.11 e na Figura A.12. Os valores de precipitação mensal relativos à estação de Quelfes são apresentados no Quadro A.6.

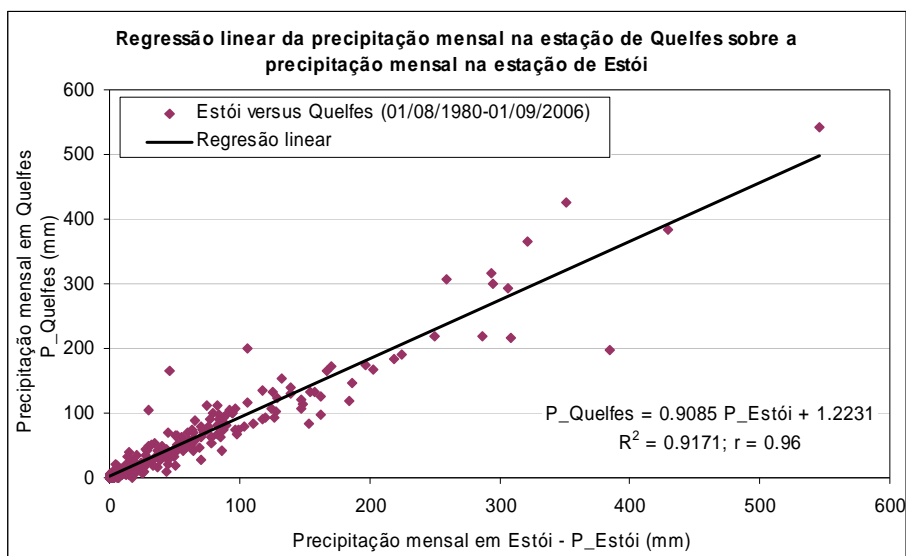


Figura A.11 - Regressão linear entre a precipitação mensal na estação udométrica de Quelfes e a estação udométrica de Estói

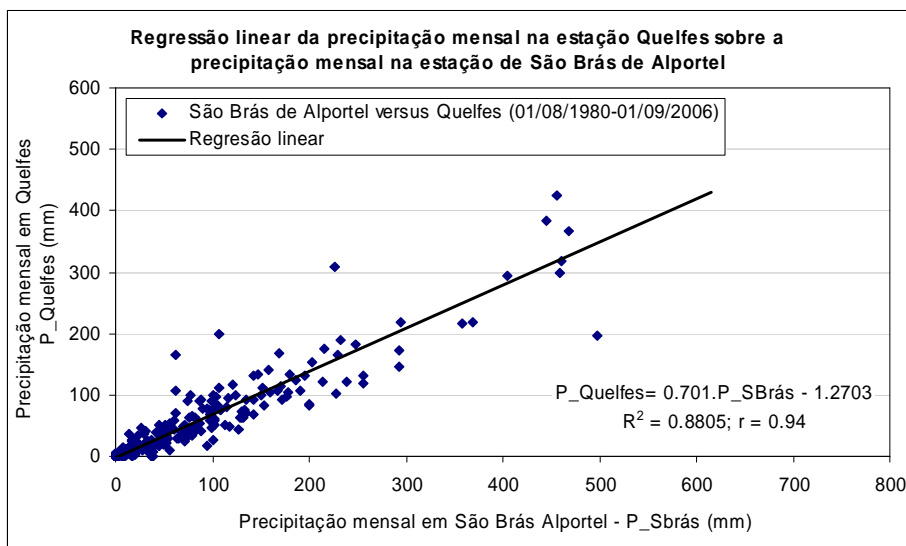


Figura A.12 - Regressão linear entre a precipitação mensal na estação udométrica de Quelfes e a estação udométrica de São Brás de Alportel

³ Consulta ao site <http://inag.snirh.pt> realizada em 10/10/2008.

Quadro A.6 – Precipitação mensal na estação udométrica de Quelfes para o período utilizado como referência na modelação matemática

	Precipitação mensal na estação udométrica de QUELFES (31K/02UG)	
	Valores disponíveis no SNIRH (mm)	Valores obtidos por regressão linear (mm)
01/10/2006	-	129,41
01/11/2006	228,10	-
01/12/2006	26,60	-
01/01/2007	7,40	-
01/02/2007	59,50	-
01/03/2007	12,50	-
01/04/2007	10,40	-
01/05/2007	-	28,57
01/06/2007	-	6,58
01/07/2007	0,00	-
01/08/2007	45,20	-
01/09/2007	13,20	-
01/10/2007	90,40	-
01/11/2007	54,60	-
01/12/2007	79,50	-
01/01/2008	44,80	-
01/02/2008	-	60,46
01/03/2008	-	30,29
01/04/2008	-	127,50
01/05/2008	-	19,48
01/06/2008	-	0,00
01/07/2008	-	0,06
01/08/2008	-	0,00
01/09/2008	-	110,11
Precipitação (2006/2007) = 567,46 mm		
Precipitação (2007/2008) = 617,20 mm		
Precipitação média anual = 592,33 mm		

A precipitação anual média na estação de Quelfes para o período entre 1980 e 2000 é de 630 mm. Para o período utilizado na aplicação do BALSEQ_MOD, correspondente aos anos hidrológicos de 1981/82 e 1990/91, é de 611 mm. Para os anos hidrológicos utilizados na modelação (2006/2007 e 2007/2008) corresponde a um valor de precipitação anual médio de 592,3 mm, abaixo dos valores médios referidos. Assim, será naturalmente de esperar uma recarga do aquífero também mais baixa neste período, comparativamente com os valores já determinados.

A5.3 Estimativa da recarga por regressão linear

Em Oliveira (2004) é mencionado que uma das formas de caracterizar espacialmente a recarga pode ser realizada a partir de rectas que relacionam a recarga com a precipitação, obtidas por regressão linear entre estas variáveis para condições hidro-geomorfológicas semelhantes. Este autor estuda num dos Capítulos da sua Tese de Doutoramento a forma de calcular a recarga em áreas onde não se fez o seu cálculo utilizando o balanço de massa. Apresenta um método de cálculo da recarga anual, desenvolvido por Vermeulen *et al.* (1993, 1994 *in* Oliveira, 2004), utilizando como informação de base a precipitação anual, o número característico de escoamento (NC) e a quantidade máxima de água disponível para evapotranspiração (AGUT). Os parâmetros NC e AGUT podem ser caracterizados a partir dos mapas de solos e de ocupação do solo. Apresenta uma referência à forma de estimar a recarga anual média com base em rectas

de regressão linear determinadas a partir de estimativas de recarga obtidas por outros processos.

No caso da Campina de Faro os valores de recarga mensais foram determinados previamente através da aplicação do método BALSEQ_MOD. Contudo, referem-se a uma série de precipitação registada num período diferente do qual se pretende utilizar como dado de base para o modelo de escoamento. Partindo dos valores de recarga mensal calculados pelo BALSEQ_MOD, para uma série de valores de precipitação diária registados na estação udométrica de Quelfes, entre 1/10/1981 e 30/09/1991, foram determinadas para cada classe de ocupação e tipo de solo definida para o cálculo da recarga, regressões lineares entre os valores de recarga e os valores de precipitação. Assume-se que a precipitação tem uma distribuição homogénea na área de estudo.

O Quadro A.7 apresenta a recarga média anual calculada pelo BALSEQ_MOD e a estimada por regressão linear, as equações de regressão linear obtidas e os respectivos coeficientes de correlação para cada classe individualizada previamente pela aplicação do BALSEQ. Algumas regressões lineares obtidas são exemplificadas na Figura A.14.

Quadro A.7 – Recarga média anual calculada pelo BALSEQ_MOD e estimada por regressão linear a partir da precipitação, por cada agrupamento de tipo e ocupação de solo na Campina de Faro

LC_SOLO*	Recarga média anual calculada pelo BALSEQ_MOD (para os anos hidrológicos 1981/1982 a 1990/1991)	Recarga média anual estimada por regressão (série de precipitação relativa aos anos hidrológicos 2006/2007 e 2007/2008)	Regressão linear da recarga sobre a precipitação (mm/a)	r.
121 ASoc	0	0	n.a.	-
211 Asac	0	0	n.a.	-
242 Vtc	0	0	n.a.	-
242 ASoc	0	0	n.a.	-
321 ASoc	0	0	n.a.	-
422 Asac	0	0	n.a.	-
422 Atac	0	0	n.a.	-
422 Assa(fi)	0	0	n.a.	-
422 ASoc	0	0	n.a.	-
222 Vtc	3,00	2,19	$R = 0,0126 \times P - 0,879$	0,89
242 Asac	3,00	2,76	$R = 0,0229 \times P - 2,0365$	0,64
211 Atac	7,00	7,69	$R = 0,0663 \times P - 6,0135$	0,64
222 Atac	11,00	8,81	$R = 0,0536 \times P - 3,894$	0,93
222 Vc	13,00	10,40	$R = 0,0639 \times P - 4,6783$	0,92
242 Vc+Vtc	13,00	12,14	$R = 0,0927 \times P - 7,8529$	0,75
112 Atac	15,00	11,95	$R = 0,0682 \times P - 4,707$	0,96
121 Atac	15,00	11,78	$R = 0,0678 \times P - 4,7138$	0,95
321 Asac	15,00	14,19	$R = 0,1051 \times P - 8,7398$	0,79
242 Atac	17,00	16,56	$R = 0,129 \times P - 11,067$	0,74
242 Vc	21,00	20,08	$R = 0,1537 \times P - 13,039$	0,75
211 Asl	28,00	26,53	$R = 0,1993 \times P - 16,708$	0,69
321 Atac	30,00	26,97	$R = 0,1905 \times P - 15,329$	0,83
242 Alc+Ac	42,00	35,67	$R = 0,2284 \times P - 17,237$	0,84
112 Vt	77,00	61,19	$R = 0,239 \times P - 11,356$	0,97
222 Vt	82,00	64,84	$R = 0,3207 \times P - 19,292$	0,93
222 Vt+Et	85,00	67,19	$R = 0,3355 \times P - 20,376$	0,92

LC_SOLO*	Recarga média anual calculada pelo BALSEQ_MOD (para os anos hidrológicos 1981/1982 a 1990/1991)	Recarga média anual estimada por regressão (série de precipitação relativa aos anos hidrológicos 2006/2007 e 2007/2008)	Regressão linear da recarga sobre a precipitação (mm/a)	r.
112 Rgc	128,00	112,87	$R = 0,3666 \times P - 13,794$	0,96
211 Vt	139,00	108,22	$R = 0,5647 \times P - 35,927$	0,90
133 Vt	196,00	159,30	$R = 0,5287 \times P - 20,522$	0,99
133 Vt(fe)	196,00	159,30	$R = 0,5287 \times P - 20,522$	0,99
242 Vt	197,00	153,51	$R = 0,6058 \times P - 29,129$	0,95
242 Vt(fe)	197,00	153,51	$R = 0,6058 \times P - 29,129$	0,95
242 Vt+Et	199,00	154,67	$R = 0,6423 \times P - 32,681$	0,94
133 Vt+Et	206,00	166,37	$R = 0,569 \times P - 23,004$	0,99
211 Rgc	261,00	232,62	$R = 0,8146 \times P - 33,953$	0,94
211 Rq	311,00	274,39	$R = 0,872 \times P - 31,731$	0,96
321 Rgc	328,00	261,27	$R = 0,9576 \times P - 42,13$	0,98
242 Rgc	335,00	293,95	$R = 0,8602 \times P - 27,065$	0,97

* LC SOLO - Código de ocupação do solo do mapa *Corine Land Cover* (autoria do Centro Nacional de Investigação Geográfica - CNIG) e nomenclatura do tipo de solo apresentada na Carta de Solos de Portugal (autoria do Instituto de Hidráulica, Engenharia Rural e Ambiente - IHERA)
r - coeficiente de correlação

O volume total médio de recarga na área de estudo para o período compreendido entre os anos hidrológicos 1981/1982 e 1990/1991 foi de 1,08 hm³/ano para uma precipitação média anual de 611,20 mm. Os novos cálculos efectuados para os anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008 determinaram um volume total médio de recarga mais baixo, de 0,908 hm³/ano, correspondente a uma precipitação média anual de 592,33 mm. Os valores do coeficiente de correlação determinados variam entre 0,64 e 0,99. Verificou-se também que em 43,7% da área de estudo os novos valores de recarga foram estimados a partir de regressões com coeficiente de correlação superior a 80% e que esta área corresponde a 85% do volume total da recarga estimada (*i.e.* 0,77 hm³/ano). Na restante parte da área de estudo (56,3%), os valores de recarga foram estimados a partir de regressões com coeficientes de correlação mais baixos, que variam entre 0,64 e 0,79, mas os valores de recarga anuais são mais baixos, totalizando assim um volume médio de recarga de apenas 0,14 hm³/ano. Assim sendo, pode concluir-se que a incerteza nos valores de recarga determinados pela metodologia apresentada, se traduz em apenas 15 % do volume total de recarga anual estimada, derivada dos baixos valores de correlação obtidos.

No Quadro A.8 e Quadro A.9 apresentam-se os valores de recarga mensal para os anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008, estimada por regressão linear, utilizados como dado de entrada para o modelo de escoamento subterrâneo da Campina de Faro em regime transitório.

A5.4 Estimativa da recarga anual pelo método de Vermeulen

O método de Vermeulen (desenvolvido em Vermeulen *et al.* 1993, 1994) baseia-se nos resultados obtidos por várias corridas do modelo BALSEQ utilizando dados de precipitação em sete postos udométricos e apresenta funções que permitem estimar os valores de recarga obtidos pelo BALSEQ em função da precipitação e dos parâmetros caracterizadores do meio: NC e AGUT, expressos a partir dos mapas de solos e de ocupação do solo (Oliveira, 2004). Este método encontra-se detalhadamente

apresentado nas referências citadas pelo que se remete para a sua consulta o conhecimento das formulações matemáticas utilizadas. Apenas se apresenta aqui o resultado final da aplicação do método de Vermeulen em termos de recarga média anual estimada para cada classe de tipo e ocupação de solo individualizada na área de estudo. Estes valores são apresentados no Quadro A.10, juntamente com os valores de recarga média mensal estimados pelo BALSEQ_MOD e estimados por regressão linear na secção anterior. Estes valores foram comparados entre si (Figura A.13), estando os valores de recarga determinados pelo BALSEQ_MOD e por regressão linear ordenados por ordem crescente. O método de Vermeulen apresenta frequentemente uma recarga superior, comparativamente com BALSEQ_MOD, sendo estas diferenças muito significativas nas classes de tipo e ocupação do solo onde o BALSEQ_MOD estimou valores muito baixos de recarga.

Em Oliveira (2004) são apontadas algumas razões que explicam as diferenças entre a aplicação deste método e a aplicação do BALSEQ ou do método da decomposição dos hidrogramas. Uma das limitações do método poderá estar relacionada com a sua derivação ter sido efectuada a partir da análise de resultados obtidos pelas corridas do BALSEQ em apenas sete locais (Oliveira, 2004).

Em termos conclusivos os valores de recarga estimados por regressão linear com a precipitação a partir de valores previamente estimados pela aplicação do BALSEQ_MOD são os que apresentam uma tendência mais semelhante comparativamente com os valores estimados no período de análise de 10 anos, pelo que foram estes os valores utilizados como dado de entrada para o modelo de escoamento subterrâneo que se apresenta no Capítulo 6. Este aspecto está bem visível na Figura A.13.

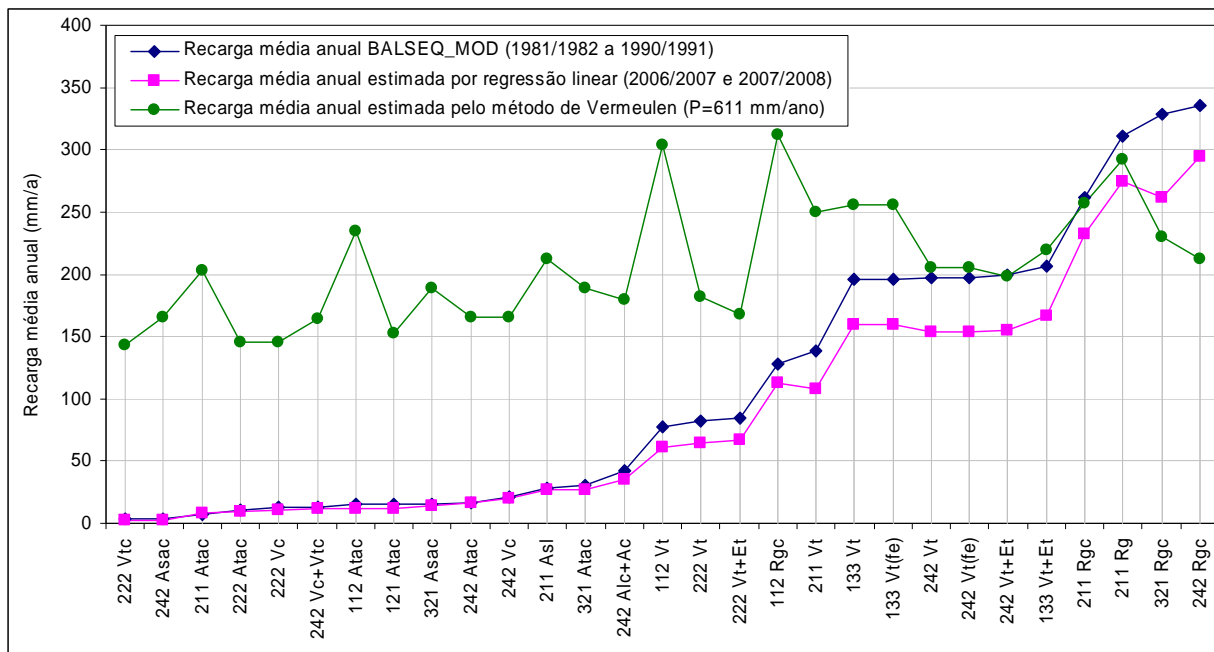


Figura A.13 - Valores de recarga determinados: a) pelo BALSEQ_MOD; b) por regressão linear com a precipitação e c) determinados pelo Método de Vermeulen, para cada classe de tipo e ocupação do solo na área de estudo

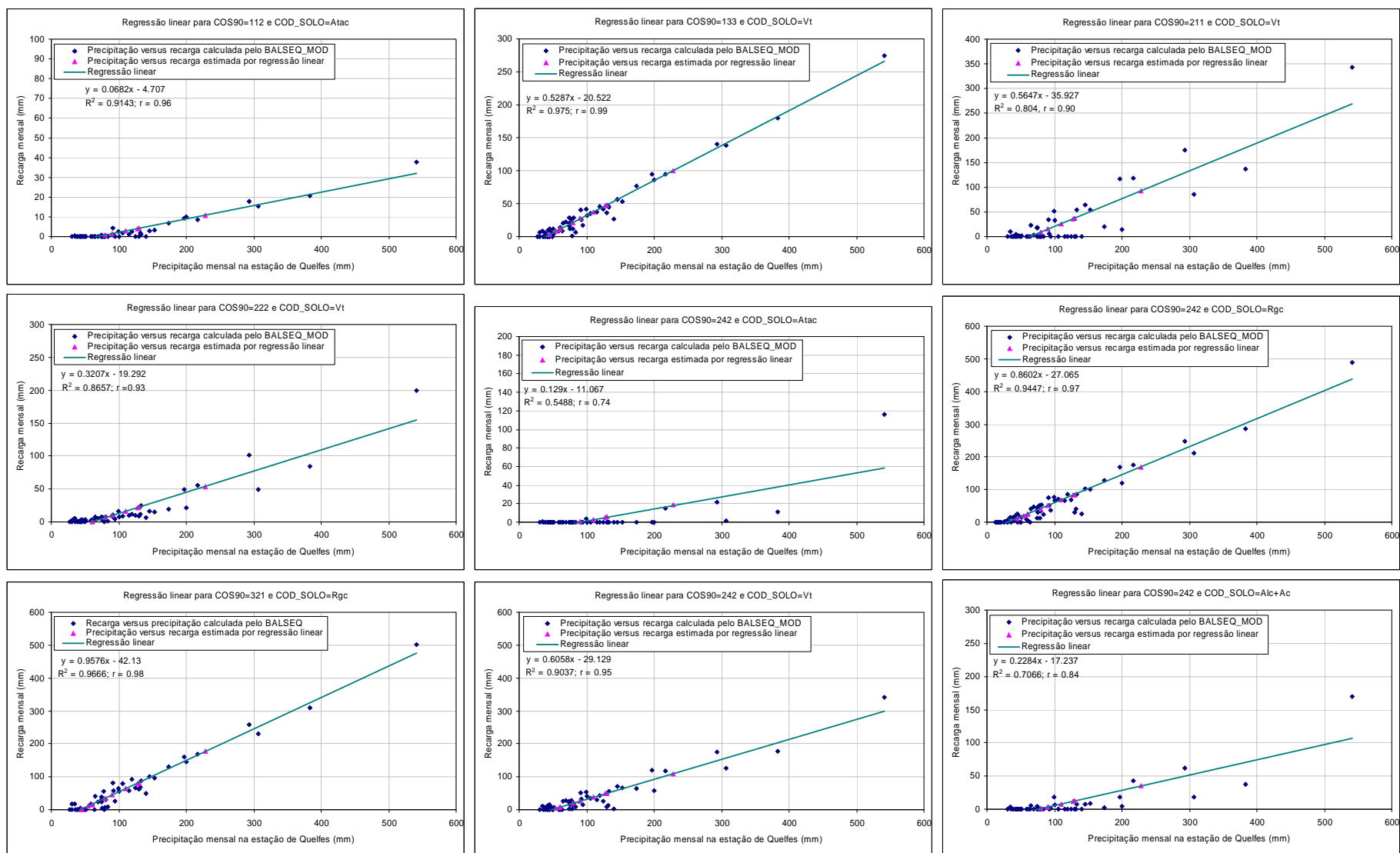


Figura A.14 - Alguns exemplos das regressões lineares e coeficientes de correlação calculados para a correlação entre a precipitação e a recarga calculada pelo BALSEQ_MOD

Quadro A.8 – Recarga mensal para os anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008 estimada por regressão linear a partir de valores determinado pelo BALSEQ_MOD para a mesma área

Ano hidrológico	Mês	Precipitação (mm)	Recarga estimada por regressão linear (mm)																	
			222 Vtc	242 Asac	211 Atac	222 Atac	222 Vc	242 Vc+Vtc	112 Atac	121 Atac	321 Asac	242 Atac	242 Vc	211 Asl	321 Atac	242 Alc+A	112 Vt	222 Vt		
2006/2007	OUTUBRO	129.41	0.75	0.93	2.56	3.04	3.59	4.14	4.11	4.06	4.87	5.63	6.85	9.08	9.32	12.33	19.58	22.21		
	NOVEMBRO	228.10	2.00	3.19	9.10	8.33	9.90	13.29	10.84	10.75	15.24	18.36	22.02	28.74	28.12	34.87	43.16	53.86		
	DEZEMBRO	26.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	JANEIRO	7.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	FEVEREIRO	59.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.87	0.00	
	MARÇO	12.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ABRIL	10.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MAIO	28.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JUNHO	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JULHO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
AGOSTO	45.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
SETEMBRO	13.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
2007/2008	OUTUBRO	90.40	0.26	0.03	0.00	0.95	1.10	0.53	1.46	1.41	0.77	0.60	0.85	1.31	1.89	3.41	10.25	9.70		
	NOVEMBRO	54.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.69	0.00		
	DEZEMBRO	79.50	0.12	0.00	0.00	0.37	0.40	0.00	0.71	0.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.92	7.65	6.20	
	JANEIRO	44.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	FEVEREIRO	60.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.09	0.10	
	MARÇO	30.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	ABRIL	127.50	0.73	0.88	2.44	2.94	3.47	3.96	3.98	3.93	4.67	5.38	6.56	8.70	8.96	11.89	19.12	21.60		
	MAIO	19.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	JUNHO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	JULHO	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
AGOSTO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
SETEMBRO	110.11	0.51	0.49	1.28	2.01	2.36	2.35	2.80	2.75	2.84	3.14	3.88	5.23	5.65	7.92	14.96	16.02			
Valores médios anuais		592.33	2.19	2.76	7.69	8.81	10.40	12.14	11.95	11.78	14.19	16.56	20.08	26.53	26.97	35.67	61.19	64.84		

Quadro A.9 – Recarga mensal para os anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008 estimada por regressão linear a partir de valores determinado pelo BALSEQ_MOD para a mesma área

Ano hidrológico	Mês	Precipitação (mm)	Recarga estimada por regressão linear (mm)													
			222 Vt	222 Vt+Et	112 Rgc	211 Vt	133 Vt	133 Vt(fe)	242 Vt	242 Vt(fe)	242 Vt+Et	133 Vt+Et	211 Rgc	211 Rg	321 Rgc	242 Rgc
2006/2007	OUTUBRO	129.41	22.21	23.04	33.65	37.15	47.90	47.90	49.27	49.27	50.44	50.63	71.47	81.12	81.80	84.25
	NOVEMBRO	228.10	53.86	56.14	69.84	92.88	100.08	100.08	109.05	109.05	113.82	106.78	151.86	167.18	176.31	169.14
	DEZEMBRO	26.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JANEIRO	7.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	FEVEREIRO	59.50	0.00	0.00	8.02	0.00	10.94	10.94	6.92	6.92	5.53	10.85	14.52	20.15	14.85	24.12
	MARÇO	12.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ABRIL	10.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MAIO	28.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JUNHO	6.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JULHO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
AGOSTO	45.20	0.00	0.00	2.78	0.00	3.38	3.38	0.00	0.00	0.00	2.71	2.87	7.68	1.16	11.81	
SETEMBRO	13.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
2007/2008	OUTUBRO	90.40	9.70	9.95	19.35	15.12	27.27	27.27	25.63	25.63	25.38	28.43	39.69	47.10	44.44	50.69
	NOVEMBRO	54.60	0.00	0.00	6.22	0.00	8.35	8.35	3.95	3.95	2.39	8.06	10.53	15.88	10.16	19.90
	DEZEMBRO	79.50	6.20	6.29	15.35	8.97	21.51	21.51	19.03	19.03	18.38	22.23	30.81	37.59	34.00	41.32
	JANEIRO	44.80	0.00	0.00	2.63	0.00	3.16	3.16	0.00	0.00	0.00	2.49	2.54	7.34	0.77	11.47
	FEVEREIRO	60.46	0.10	0.00	8.37	0.00	11.44	11.44	7.50	7.50	6.15	11.39	15.30	20.99	15.77	24.94
	MARÇO	30.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ABRIL	127.50	21.60	22.39	32.95	36.07	46.89	46.89	48.11	48.11	49.21	49.54	69.91	79.45	79.97	82.60
	MAIO	19.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JUNHO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	JULHO	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
AGOSTO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
SETEMBRO	110.11	16.02	16.56	26.58	26.25	37.70	37.70	37.58	37.58	38.04	39.65	55.75	64.29	63.32	67.65	
Valores médios anuais		592.33	64.84	67.19	112.87	108.22	159.30	159.30	153.51	153.51	154.67	166.37	232.62	274.39	261.27	293.95

Quadro A.10 – Comparação entre valores de recarga determinados: a) pelo BALSEQ_MOD; b) por regressão linear com a precipitação e c) determinados pelo Método de Vermeulen, para cada classe de tipo e ocupação do solo na área de estudo

LC_SOLO*	Recarga BALSEQ_MOD (mm/ano) ^{a)}	Recarga _regressão linear (mm/ano) ^{b)}	Recarga Vermeulen P=611,2 (mm/a) ^{c)}	Recarga Vermeulen P=592,33 (mm/a) ^{d)}	NC	AGUT	Diferença (BALSEQ_MOD - Vermeulen) (mm/ano)
121 ASoc	0	0	n.d	n.d	n.d.	n.d.	-
211 Asac	0	0	203,05	192,98	85	70	-203,05
242 Vtc	0	0	162,01	153,71	85	150	-162,01
242 ASoc	0	0	n.d	n.d	n.d.	n.d.	-
321 ASoc	0	0	n.d	n.d	n.d.	n.d.	-
422 Asac	0	0	n.d	n.d	100	0	-
422 Atac	0	0	n.d	n.d	100	0	-
422 Assa(fi)	0	0	n.d	n.d	100	0	-
422 ASoc	0	0	n.d	n.d	n.d.	n.d.	-
222 Vtc	3,00	2,19	142,70	135,29	85	225	-139,70
242 Asac	3,00	2,76	165,47	157,02	85	140	-162,47
211 Atac	7,00	7,69	203,05	192,98	85	70	-196,05
222 Atac	11,00	8,81	145,86	138,30	85	210	-134,86
222 Vc	13,00	10,40	145,86	138,30	85	210	-132,86
242 Vc+Vtc	13,00	12,14	164,09**	155,70**	85/85	140/150	-151,09
112 Atac	15,00	11,95	234,45	223,71	89	28	-219,45
121 Atac	15,00	11,78	152,69	146,29	94	28	-137,69
321 Asac	15,00	14,19	189,40	179,52	78	112	-174,40
242 Atac	17,00	16,56	165,47	157,02	85	140	-148,47
242 Vc	21,00	20,08	165,47	157,02	85	140	-144,47
211 Asl	28,00	26,53	212,05	201,62	85	60	-184,05
321 Atac	30,00	26,97	189,40	179,52	78	112	-159,40
242 Alc+Ac	42,00	35,67	179,15**	169,88**	82/82	120/130	-137,15
112 Vt	77,00	61,19	304,37	290,11	80	18	-227,37
222 Vt	82,00	64,84	182,26	172,55	74	135	-100,26
222 Vt+Et	85,00	67,19	167,70**	158,85**	74/85	135/210	-82,70
112 Rgc	128,00	112,87	312,50	297,98	80	16	-184,50
211 Vt	139,00	108,22	249,41	236,79	73	45	-110,41
133 Vt	196,00	159,30	255,90	244,26	88	23	-59,90
133 Vt(fe)	196,00	159,30	255,90	244,26	88	23	-59,90
242 Vt	197,00	153,51	205,40	194,65	74	90	-8,40
242 Vt(fe)	197,00	153,51	205,40	194,65	74	90	-8,40
242 Vt+Et	199,00	154,67	198,78**	188,55**	74/85	90/90	0,22
133 Vt+Et	206,00	166,37	219,03**	209,21**	88/93	22,5/35	-13,03
211 Rgc	261,00	232,62	257,20	244,28	73	40	3,80
211 Rg	311,00	274,39	292,53	278,08	60	25	18,47
321 Rgc	328,00	261,27	229,67	217,67	58	64	98,33
242 Rgc	335,00	293,95	212,45	201,40	74	80	122,55

* LC_SOLO - Código de ocupação do solo do mapa *Corine Land Cover* (autoría do Centro Nacional de Investigação Geográfica - CNIG) e nomenclatura do tipo de solo apresentada na Carta de Solos de Portugal (autoría do Instituto de Hidráulica, Engenharia Rural e Ambiente - IHERA)

a) Recarga média anual calculada pelo BALSEQ_MOD (série de dados correspondente aos anos hidrológicos 1981/1982 a 1990/1991)

b) Recarga média anual estimada (série de dados de precipitação relativa aos anos hidrológicos 2006/2007 e 2007/2008)

c) P = precipitação média anual correspondente aos anos hidrológicos 1981/1982 a 1990/1991

d) P = precipitação média anual correspondente aos anos hidrológicos 2006/2007 e 2007/2008

**) Corresponde a 60% do valor calculado para o 1º tipo de solo + 40% do valor calculado para o 2º tipo de solo

n.d. - não determinado

ANEXO 6

ESTUDO ANTECEDENTE DE APLICAÇÃO DO DECISION LAB 2000

A6 ESTUDO ANTECEDENTE DE APLICAÇÃO DO DECISION LAB 2000

No âmbito de um Projecto Comunitário do 5º Programa-Quadro, em desenvolvimento no LNEC de 2002 a 2005, designado por MANPORIVERS - "*Management policies for priority water pollutants and their effects on foods and human health: General methodology and application to Chinese river basins*", foi realizada uma análise de decisão multicritério incorporada no *Workpackage* 9 relativo a "Políticas para aplicação de modelos de transporte de poluentes em águas subterrâneas. Metodologia de apoio à decisão para a aplicação de modelos de transporte de poluentes", cujo objectivo principal consistiu na classificação da selecção de um conjunto de modelos matemáticos previamente seleccionados e testados, recorrendo a um sistema de apoio à decisão que possibilitou a escolha do melhor modelo de uma forma fundamentada (Diamantino *et al.*, 2003).

Desenvolve-se uma análise multicritério com o programa DecisonLab2000 para a selecção optimizada dos modelos matemáticos testados no LNEC, em função de diversos parâmetros: precisão dos modelos, custo dos modelos, dados necessários às corridas dos modelos, formação necessária à sua aplicação, etc. Os modelos matemáticos analisados foram os seguintes: FEFLOW (Diersch, 1998), MT3D (McDonald e Harbaugh, 1988), ASMWIN (Chiang *et al.*, 1998), RBCA Tiers Analyser (Roy *et al.*, 2000), AQUA3D (Vatnaskil Consulting Engineers, 1988) e WINTRAN (Rumbaugh and Rumbaugh, 1995). A aplicação do *Decision Lab* inclui 8 cenários com diferentes critérios, tendo como resultado final uma matriz com um conjunto de 30 avaliações. A Figura A.15 apresenta um exemplo de aplicação de uma solução de *benchmark* de injeção pontual de poluente, que permitiu quantificar o critério de precisão utilizado para a selecção dos modelos matemáticos de transporte de poluentes com o *Decision Lab* 2000. Na mesma Figura pode visualizar-se o resultado da solução obtida no modelo FEFLOW. Na Figura A.16 pode observar-se um exemplo do *layout* do programa do *Decision Lab* 2000 resultante da análise multicritério para a selecção de modelos matemáticos de transporte de poluentes realizada no Projecto MANPORIVERS, considerando a mesma ponderação para todos os critérios analisados. As conclusões da aplicação do *Decision Lab* 2000 (Diamantino *et al.*, 2003), referem o posicionamento do FEFLOW e do MT3D para as primeiras posições se não existirem ponderações pré-definidas para os critérios seleccionados. No entanto, se forem definidas ponderações diferenciais a classificação resultante será diferente.

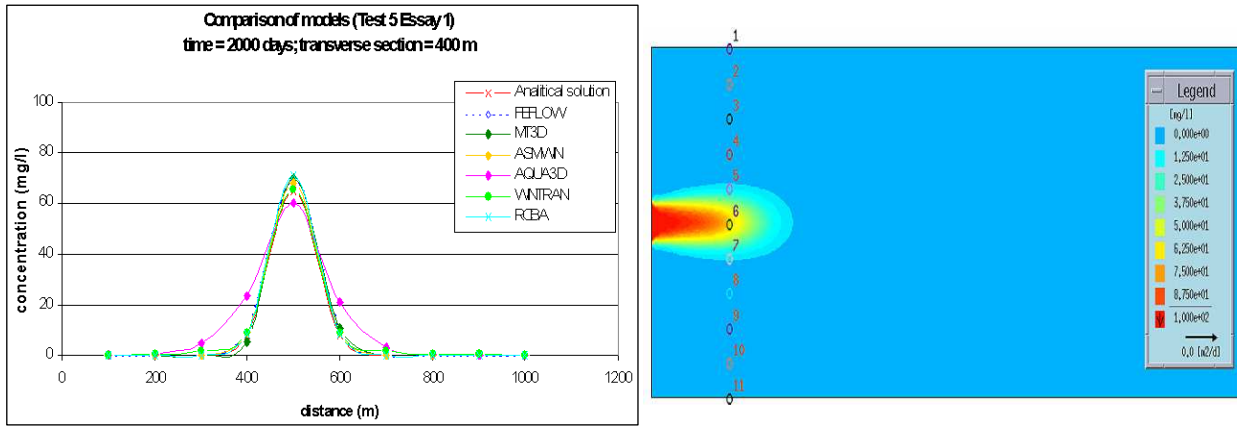


Figura A.15 – Exemplo de aplicação de uma solução de *benchmark* que permitiu quantificar o critério de precisão utilizado para a selecção dos modelos matemáticos de transporte de poluentes com o *Decision Lab 2000* (a). Resultado da solução obtida no modelo FEFLOW, exemplo de injeção pontual de poluente (b).

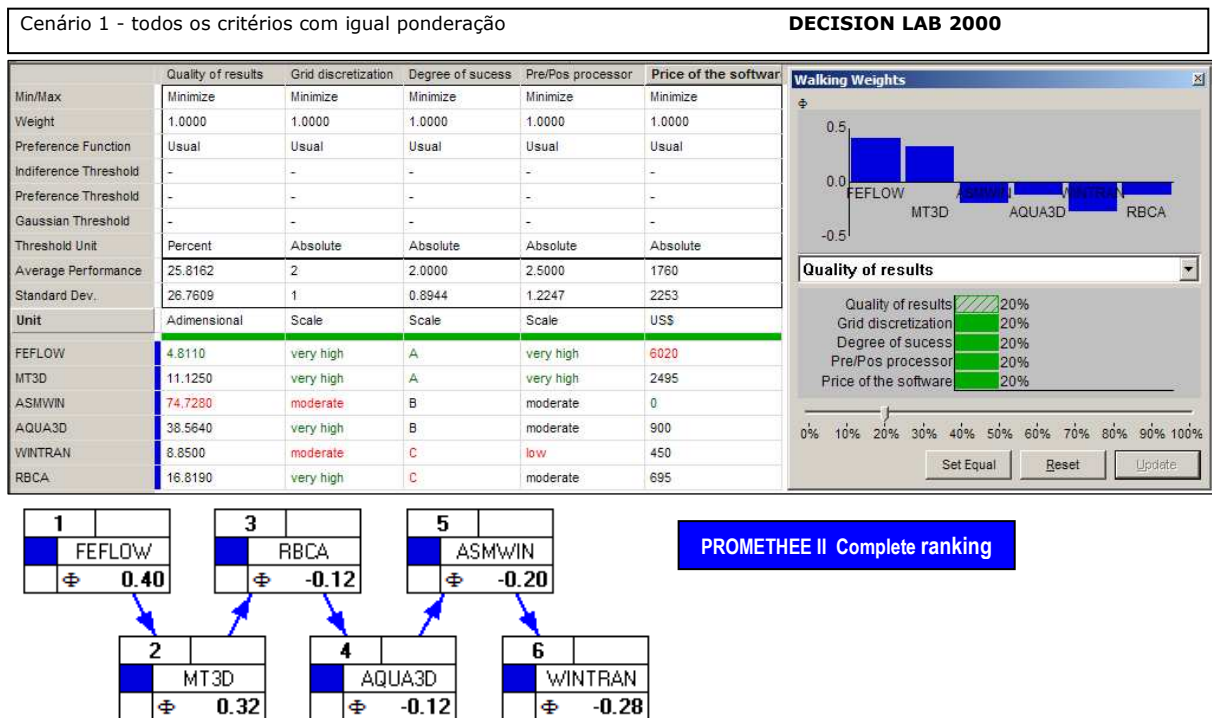


Figura A.16 – Exemplo do *layout* do programa do *Decision Lab 2000* resultante da análise multicritério para a selecção de modelos matemáticos de transporte de poluentes realizada no Projecto MANPORIVERS