

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA



RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS
Aplicação ao Sistema Aquífero da Campina de Faro

Catarina Mota dos Santos Diamantino Roseiro

DOUTORAMENTO EM GEOLOGIA

(Hidrogeologia)

Tese orientada pela Professora Doutora Maria do Rosário da Encarnação de Carvalho
e pelo Investigador-Coordenador com Habilitação Doutor João Paulo de Cárcomo Lobo Ferreira

2009

Tese elaborada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil
para obtenção do grau de Doutor em Geologia pela Universidade de Lisboa

Tese orientada por:

Professor Doutor Manuel Oliveira da Silva (até Maio de 2008)
Professora Doutora Maria do Rosário da Encarnação de Carvalho (desde Junho de 2008)
Investigador-Coordenador com Habilitação Doutor João Paulo de Cárcomo Lobo Ferreira

Elaborada ao abrigo da Bolsa de Investigação concedida pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), co-financiada pelo Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) no âmbito das Bolsas de Investigação Científica concedidas por esta instituição de acolhimento.

A actividade de investigação realizada inseriu-se no âmbito do Projecto Comunitário do 6º Programa Quadro de Investigação "Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management - GABARDINE"
(Proc. 0607/17/15488; EU Contract Number 518118)
e do Plano de Investigação Programada do LNEC para 2005-2008, relativo ao PIP "Recarga Artificial de Aquíferos" (Proc. 0607/11/16252), sob orientação do Investigador-Coordenador com Habilitação Doutor João Paulo de Cárcomo Lobo Ferreira

Tese de Doutoramento co-financiada pelo
Programa Operacional Ciência e Inovação 2010
do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior 2010
e pelo Fundo Social Europeu.



União EUROPEIA
Fundo Social Europeu



GOVERNO DA RÉPÚBLICA PORTUGUESA

RESUMO

A investigação realizada nesta Tese de Doutoramento enquadra-se no âmbito do Projecto Comunitário GABARDINE, financiado pelo 6º Programa-Quadro de Investigação da União Europeia, desenvolvido no Núcleo de Águas Subterrâneas (NAS) do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). O seu objectivo consistiu por um lado, no aprofundar dos conhecimentos relativamente às metodologias de recarga artificial de aquíferos, e por outro, na possibilidade deste tipo de técnica poder ser aplicada com a finalidade de contribuir para a recuperação da qualidade de um aquífero poluído por poluição difusa. O caso de estudo seleccionado para o desenvolvimento da investigação foi a parte central do sistema aquífero da Campina de Faro. São conhecidos os problemas de qualidade da água subterrânea existentes nesse local, pelo que, passou a integrar desde 2004, a zona vulnerável de Faro, relativamente à concentração de nitratos. Outra motivação que serviu de base a este estudo, prendeu-se com a obrigatoriedade imposta pela aplicação da Directiva-Quadro da Água de poder ser alcançado o “bom estado qualitativo e quantitativo de todas as massas poluídas”, num determinado horizonte temporal, mais precisamente até 2015. A recarga artificial de águas subterrâneas apresenta-se como uma metodologia cujo contributo é determinante para alcançar esses objectivos, em termos quantitativos e qualitativos.

Foram aplicadas várias metodologias de recarga artificial do aquífero superficial da Campina de Faro *in situ*. O principal objectivo destes ensaios foi avaliar o seu desempenho em termos de taxas de infiltração, avaliar os efeitos da sua aplicação em termos de qualidade e quantidade da água subterrânea, recorrendo a fontes de água alternativas, como serve de exemplo o escoamento superficial, e determinar parâmetros hidráulicos do aquífero, designadamente permeabilidades e velocidades de escoamento no meio subterrâneo. A informação adquirida foi incorporada num modelo de escoamento subterrâneo e de transporte de massa, que permitiu modelar a resposta do aquífero em tempo real, incorporando a aplicação de diferentes cenários e formas de realizar a sua recarga artificial. Tendo em conta a diversidade de respostas alcançadas, face ao número de cenários que se pretendam estudar, a escolha da decisão mais adequada ou as mais adequadas, sob determinados pontos de vista, pode ser auxiliada com o recurso à aplicação de Sistemas de Apoio à Decisão, considerando um vasto leque de questões ambientais e económicas às quais terá que ser dada uma resposta.

Palavras-Chave: Recarga artificial, Campina de Faro, modelação matemática, Sistema de Apoio à Decisão, Projecto GABARDINE.

ABSTRACT

This PhD dissertation was carried out in the framework of GABARDINE Project, sponsored by the 6th Framework Programme for Research of European Union. The Project was developed in *Núcleo de Águas Subterrâneas (NAS)* of *Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC)*. The main objective consisted on one hand, to improve the knowledge on artificial recharge methodologies, and for the other, to assess its applicability to improve groundwater quality jeopardized by a diffuse pollution affected aquifer. The case-study selected for the investigation development was the central part of the aquifer system of Campina de Faro. Ongoing problems of groundwater quality are known (nitrates concentration), in this place, so it was considered, in 2004, the vulnerable zone of Campina de Faro. Another driving force that supported this study was the requirement imposed by the Water Framework Directive application to achieve the "good qualitative and quantitative status of all polluted bodies", in a predefined time-period, more precisely up to 2015.

In this way, several in situ artificial recharge methodologies were applied to Campina de Faro superficial aquifer. The main objective of those experiments was to estimate performances in terms of infiltration rates, to assess groundwater quality and quantity resulting effects, considering alternative sources of water (*e.g.* surface water surpluses), and to determine aquifer hydraulic parameters (*e.g.* hydraulic conductivities and groundwater velocities). Afterwards, part of the acquired information was incorporated in a groundwater flow and mass transport model, which allowed simulating real time aquifer responses, incorporating different artificial recharge scenarios. Taking into account the diversity of the obtained results, facing the number of scenarios who can to be studied, the decision of the most appropriate choice, using Decision Support System application is suggested. This would be done considering environmental and also economical questions.

Key-words: Artificial recharge, Campina de Faro, mathematical model, Decision Support System, GABARDINE Project

Recarga Artificial de Aquíferos: Aplicação ao sistema aquífero da Campina de Faro

INDICE DO TEXTO

| | |
|--|----------|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 1.1 Enquadramento do tema | 1 |
| 1.2 Enquadramento da Tese | 2 |
| 1.3 Objectivos..... | 4 |
| 1.4 Estrutura da Tese | 5 |
| 2 ESTADO DA ARTE E LEGISLAÇÃO SOBRE RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS | 9 |
| 2.1 Introdução | 9 |
| 2.2 Definição de recarga artificial de aquíferos | 10 |
| 2.3 Armazenamento subterrâneo <i>versus</i> armazenamento superficial..... | 11 |
| 2.4 Designações para recarga de aquíferos..... | 12 |
| 2.4.1 Recarga natural | 12 |
| 2.4.2 Recarga facilitada..... | 12 |
| 2.4.3 Recarga induzida | 13 |
| 2.4.4 Recarga incidental..... | 13 |
| 2.5 Sistemas de Recarga Artificial..... | 14 |
| 2.5.1 Introdução | 14 |
| 2.5.2 Descrição dos principais sistemas de recarga artificial à superfície..... | 16 |
| 2.5.2.1 <i>Bacias de infiltração ou de recarga</i> | 16 |
| 2.5.2.2 <i>Represas perenes</i> | 18 |
| 2.5.2.3 <i>Valas, canais e balsas de infiltração</i> | 18 |
| 2.5.2.4 <i>Sistemas de recarga por alagamento</i> | 19 |
| 2.5.2.5 <i>Sistemas de recarga por irrigação</i> | 19 |
| 2.5.2.6 <i>Reutilização de águas residuais tratadas</i> | 20 |
| 2.5.2.7 <i>Represas de armazenamento de areia</i> | 20 |
| 2.5.2.8 <i>Modificação no canal de um rio</i> | 21 |
| 2.5.2.9 <i>Represas com descarga</i> | 22 |
| 2.5.2.10 <i>Barreiras ou represas subterrâneas</i> | 22 |
| 2.5.3 Descrição dos sistemas de recarga artificial na zona não saturada..... | 22 |
| 2.5.3.1 <i>Poços na zona não saturada</i> | 23 |
| 2.5.3.2 <i>Trincheiras e reservatórios de infiltração</i> | 24 |
| 2.5.3.3 <i>Aquíferos artificiais</i> | 24 |
| 2.5.4 Descrição dos sistemas de recarga artificial em profundidade | 25 |
| 2.5.4.1 <i>Furos de injeção</i> | 25 |
| 2.5.4.2 <i>Furos de armazenamento subterrâneo e de recuperação</i> | 26 |
| 2.5.4.3 <i>Furos conjuntivos</i> | 27 |
| 2.5.4.4 <i>Barreira de filtração</i> | 28 |
| 2.6 Planeamento de um projecto de recarga artificial..... | 29 |
| 2.6.1 A água destinada à recarga na sua origem | 30 |
| 2.6.2 Dimensão e esquema das instalações de recarga artificial | 30 |

INDICE

| | | |
|----------|--|-----------|
| 2.6.3 | Necessidade e tipo de instalações auxiliares do sistema de recarga artificial | 31 |
| 2.6.4 | Métodos e equipas de controlo e de acompanhamento..... | 31 |
| 2.6.5 | Instalações de transporte da água de recarga..... | 31 |
| 2.6.6 | Avaliação económica | 31 |
| 2.7 | Determinar taxas de infiltração..... | 32 |
| 2.8 | Experiências de recarga artificial no mundo..... | 36 |
| 2.9 | Principais Projectos relacionados com o tema "Recarga Artificial de Aquíferos"..... | 41 |
| 2.9.1 | Introdução | 41 |
| 2.9.2 | Programas e Projectos de Investigação | 42 |
| 2.9.2.1 | <i>Projecto GABARDINE</i> | 42 |
| 2.9.2.2 | <i>Projecto RECLAIMWATER</i> | 43 |
| 2.9.2.3 | <i>Projecto AGRAR - Augmented Groundwater Resources by Artificial Recharge</i> | 45 |
| 2.9.2.4 | <i>ASR-UK - Aquifer Storage Recovery</i> | 46 |
| 2.9.2.5 | <i>ASCE - Survey of Artificial Recharge</i> | 46 |
| 2.9.2.6 | <i>AWWARF - Water Quality improvements during ASR questionnaire</i> | 47 |
| 2.9.3 | Disseminação de estudos sobre Recarga artificial | 47 |
| 2.10 | Aspectos legislativos sobre a recarga artificial de aquíferos | 48 |
| 2.10.1 | Introdução | 48 |
| 2.10.2 | A Directiva-Quadro da Água | 49 |
| 2.10.3 | Legislação relativa ao regime de utilização dos recursos hídricos | 51 |
| 2.10.4 | Legislação relativa aos estudos de Avaliação de Impacte Ambiental..... | 52 |
| 2.10.5 | Legislação relativa à definição de Zonas Vulneráveis..... | 52 |
| 3 | CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO..... | 57 |
| 3.1 | Introdução | 57 |
| 3.2 | Localização geográfica..... | 58 |
| 3.3 | Caracterização climatológica e morfológica..... | 58 |
| 3.4 | Caracterização geológica | 62 |
| 3.5 | Caracterização hidrogeológica | 67 |
| 3.6 | Tectónica | 68 |
| 3.7 | Inventário de informação hidrogeológica..... | 69 |
| 3.8 | Zona Vulnerável de Faro (ZVF) | 71 |
| 3.9 | Caracterização hidráulica dos aquíferos | 73 |
| 3.10 | Caracterização da piezometria com base nos resultados da Rede de Monitorização do SNIRH | 75 |
| 3.11 | Parâmetros hidráulicos | 80 |
| 3.12 | Quantificação das extracções de água no aquífero..... | 81 |
| 3.13 | Análise da evolução do escoamento superficial | 84 |
| 3.14 | Quantificação da recarga..... | 93 |
| 3.15 | Quantificação do balanço hídrico do aquífero | 94 |
| 3.16 | Caracterização hidroquímica do aquífero | 95 |
| 3.17 | Aspectos sobre a rega e os nitratos nas águas subterrâneas..... | 96 |
| 3.18 | Caracterização da concentração de nitratos com base nos resultados da Rede de Monitorização do SNIRH | 98 |
| 3.19 | Vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas | 105 |

4 ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO DO AQUÍFERO SUPERFICIAL MIO-PLIO-QUATERNÁRIO E DO AQUÍFERO MIOCÉNICO 107

| | |
|--|-----|
| 4.1 Introdução | 107 |
| 4.2 Caracterização geológica/hidrogeológica | 108 |
| 4.2.1 Aplicação de métodos geofísicos na área de estudo | 108 |
| 4.2.1.1 <i>Introdução</i> | 108 |
| 4.2.1.2 <i>Sondagens eléctricas verticais</i> | 109 |
| 4.2.1.3 <i>Métodos electromagnéticos</i> | 109 |
| 4.2.1.4 <i>Georadar</i> | 110 |
| 4.2.2 Definição da estrutura geológica | 111 |
| 4.2.3 Determinação de parâmetros hidráulicos em laboratório | 118 |
| 4.2.3.1 <i>Descrição macroscópica da coluna do solo</i> | 119 |
| 4.2.3.2 <i>Análise granulométrica</i> | 119 |
| 4.2.3.3 <i>Determinação da permeabilidade a partir da distribuição granulométrica</i> | 122 |
| 4.2.3.4 <i>Caracterização de parâmetros físicos do solo em laboratório, com amostras perturbadas</i> | 124 |
| 4.2.3.5 <i>Caracterização de parâmetros físicos e hidrodinâmicos do solo em laboratório, com amostras indeformadas</i> | 124 |
| 4.3 Caracterização do escoamento subterrâneo..... | 126 |
| 4.3.1 Campanhas de monitorização de níveis piezométricos | 126 |
| 4.4 Caracterização hidrogeoquímica..... | 128 |
| 4.4.1 Campanhas de monitorização da qualidade da água subterrânea | 128 |
| 4.4.2 Caracterização da concentração de nitratos (temporal e espacialmente) | 131 |
| 4.5 Quantificação das reservas poluídas no aquífero superficial | 139 |

5 DESCRIÇÃO DAS EXPERIÊNCIAS DE RECARGA ARTIFICIAL REALIZADAS NO AQUÍFERO SUPERFICIAL DA CAMPINA DE FARO 143

| | |
|---|-----|
| 5.1 Introdução | 143 |
| 5.2 Abordagem sobre formulação teórica | 144 |
| 5.3 Ensaio de recarga artificial no Areal Gordo..... | 145 |
| 5.3.1 Bacias de infiltração | 145 |
| 5.3.1.1 <i>Objectivos e metodologia</i> | 146 |
| 5.3.1.2 <i>Descrição dos ensaios e resultados obtidos</i> | 146 |
| 5.3.2 Ensaio de injeção | 162 |
| 5.3.2.1 <i>Objectivos e metodologia</i> | 162 |
| 5.3.2.2 <i>Descrição dos ensaios e resultados obtidos</i> | 162 |
| 5.4 Ensaio de recarga artificial em Carreiros..... | 170 |
| 5.4.1 Bacias de infiltração | 170 |
| 5.4.2 Objectivos e metodologia..... | 171 |
| 5.4.3 Descrição dos ensaios de recarga natural e de recarga artificial/traçador | 172 |
| 5.4.4 Análise dos resultados obtidos durante os episódios de recarga natural (quantidade e qualidade) | 174 |
| 5.4.5 Análise dos resultados obtidos no ensaio de infiltração/traçador (quantidade) | 182 |
| 5.4.6 Análise dos resultados obtidos no ensaio de traçador (qualidade) | 185 |
| 5.4.7 Aplicação de métodos geofísicos de resistividade eléctrica durante o ensaio de traçador... .. | 187 |
| 5.5 Síntese conclusiva | 190 |

6 MODELAÇÃO MATEMÁTICA DO ESCOAMENTO SUBTERRÂNEO E DO TRANSPORTE DE MASSA E SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO 193

6.1 Introdução 193

6.2 Descrição do modelo numérico utilizado 194

6.2.1 Introdução 194

6.3 Modelo numérico de escoamento subterrâneo na Campina de Faro 195

6.3.1 Descrição do modelo conceptual dos aquíferos..... 195

6.3.2 Modelo numérico..... 198

6.3.2.1 *Dados gerais e geometria*..... 198

6.3.2.2 *Descrição das condições iniciais em regime permanente*..... 200

6.3.2.3 *Descrição das condições de fronteira para o modelo de escoamento* 204

6.3.2.4 *Condição de fronteira de fluxo constante (limite Norte)*..... 207

6.3.2.5 *Condição de fronteira de transferência de fluxo (rio Seco)*..... 208

6.3.3 Distribuição da recarga natural 209

6.3.4 Parâmetros hidráulicos 210

6.3.5 Quantificação das extracções..... 210

6.3.6 Resultados obtidos após calibração (regime permanente)..... 212

6.3.7 Reajuste da geometria do modelo 214

6.4 Modelo numérico de transporte de massa na Campina de Faro 215

6.4.1 Alteração da discretização horizontal e vertical 215

6.4.2 Definição das condições temporais e de controlo da simulação..... 216

6.4.3 Condições iniciais 217

6.4.4 Condições de fronteira do modelo de transporte 217

6.4.5 Parâmetros dos materiais para o modelo numérico de transporte..... 218

6.4.6 Cenário da recarga natural 219

6.4.7 Cenários de recarga artificial 219

6.4.7.1 *Cenário da infiltração natural no leito do rio*..... 222

6.4.7.2 *Cenário de injeção em 13 poços* 223

6.4.7.3 *Cenário de injeção em 25 poços* 223

6.5 SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO COM BASE NA ANÁLISE MULTICRITÉRIO 230

6.5.1 Introdução 230

6.5.2 Estado da arte 230

6.5.3 Utilização de uma avaliação multicritério..... 232

6.5.3.1 *Descrição do programa Decision Lab 2000*..... 232

6.5.3.2 *Aspectos de utilização do Decision Lab*..... 234

6.5.4 Formalização do problema de decisão..... 234

6.5.4.1 *Introdução* 234

6.5.4.2 *Calculo do volume de água máximo recarregável no aquífero* 236

6.5.4.3 *Disponibilidade de água para a recarga artificial*..... 237

6.5.4.4 *Cenários de recarga artificial para a decisão* 237

6.5.4.5 *Critérios de decisão a considerar*..... 237

6.5.4.6 *Definição das áreas mais favoráveis à recarga artificial* 238

6.5.4.7 *Definição de custos associados*..... 239

6.5.4.8 *Definição dos critérios ambientais* 241

7 SÍNTESE E CONCLUSÕES..... 243

7.1 Síntese conclusiva 243

7.2 Prosseguimento da investigação 253

7.3 Considerações finais..... 256

| | |
|---|------------|
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 259 |
| ANEXOS | 273 |
| ANEXO 1 - Experiências de recarga artificial de aquíferos no mundo | |
| ANEXO 2 - A Directiva-Quadro da Água | |
| ANEXO 3 - Perfis Geológicos na Campina de Faro | |
| ANEXO 4 - Descrição do modelo numérico FEFLOW utilizado para a modelação do escoamento e do transporte de massa no aquífero da Campina de Faro | |
| ANEXO 5 - Estimativa dos valores de recarga mensal na área modelada, para os anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008 | |
| ANEXO 6 - Estudo antecedente de aplicação do <i>DECISION LAB</i> 2000 | |

INDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 2.1 – Exemplos de métodos de recarga à superfície..... | 16 |
| Figura 2.2 – Esquema simplificado de uma Bacia de infiltração..... | 17 |
| Figura 2.3 – Esquema simplificado sobre o ciclo de reutilização de águas residuais..... | 20 |
| Figura 2.4 – Esquema simplificado de uma represa de armazenamento..... | 21 |
| Figura 2.5 – Esquema simplificado de uma represa no leito do rio e pequena bacia de percolação a montante (extraído de Gale e Dillon, 2005) | 22 |
| Figura 2.6 – Esquema simplificado de uma represa no leito do rio com zona de descarga (extraído de Gale e Dillon, 2005) | 22 |
| Figura 2.7 – Esquema simplificado de uma Barreira subterrânea | 22 |
| Figura 2.8 – Exemplos de tecnologias de recarga artificial em profundidade, na zona não saturada (Topper <i>et al.</i> , 2004 in SEWRPC, 2006). | 23 |
| Figura 2.9 – Esquema de métodos de injeção directos (Topper <i>et al.</i> , 2004 in SEWRPC, 2006). .. | 25 |
| Figura 2.10 – Esquema simplificado dos sistemas de armazenamento subterrâneo e recuperação (Aquifer storage and recovery, ASR e Aquifer Storage Transfer and Recovery, ASTR)..... | 26 |
| Figura 2.11 – Esquema simplificado de uma barreira de furos de recarga induzida | 28 |
| Figura 2.12 – Distribuição espacial do número de casos de recarga artificial no mundo –..... | 36 |
| Figura 2.13 – Vista aérea das instalações de recarga artificial do Projecto Água Fria, no Arizona (CAP, 2007)..... | 39 |
| Figura 2.14 – Vista aérea dos sistemas de recarga relativos aos Projectos de Avra Valley e Lower Santa Cruz. Operações de manutenção de raspagem do fundo realizadas numa das bacias (CAP, 2007)..... | 39 |
| Figura 2.15 - Pormenor do esquema do Complexo de recarga artificial de Menashe e fotografia da bacia de decantação assinalada no mapa, tirada durante a visita de estudo a Israel (em Maio/2006)..... | 40 |
| Figura 2.16 – Ilustração esquemática do processo de infiltração e fotografia aérea do Complexo de recarga artificial de Shafdan (Israel) (Bensabat, 2006)..... | 41 |
| Figura 2.17 - Pormenor de duas bacias de infiltração no Complexo de recarga artificial de Shafdan durante a visita de estudo a Israel (em Maio/2006). | 41 |
| Figura 3.1 – Localização geográfica da área de estudo | 58 |
| Figura 3.2 – Estações climatológicas/udométricas mais próximas da área de estudo..... | 59 |
| Figura 3.3 – Séries de precipitação anual nas estações de São Brás de Alportel, Estói e Quelfes (período compreendido entre 1901-2001. Dados provenientes do SNIRH) | 60 |
| Figura 3.4 – Série de temperatura média mensal na estação de São Brás de Alportel | 60 |
| Figura 3.5 – Histograma mensal da precipitação média mensal para as estações de São Brás de Alportel e Estói (dados provenientes do SNIRH) | 61 |
| Figura 3.6 – Polígonos de Thiessen para a área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Seco e .. | 62 |
| Figura 3.7 – Localização do sistema aquífero da Campina de Faro (M12) na Orla Meridional Algarvia | |
| Figura 3.8 – Localização da área de estudo no sistema aquífero da Campina de Faro e mapa geológico..... | 63 |
| Figura 3.9 – Topografia da superfície do topo da formação do Miocénico na região da Campina de Faro (extraído de Silva, 1988)..... | 66 |
| Figura 3.10 – Perfis geológicos na Campina de Faro e sua localização no mapa geológico..... | 67 |
| Figura 3.11 – Base de dados do LNEC INVENTAR_Faro..... | 70 |
| Figura 3.12 – Localização dos pontos de água inventariados para a base de dados INVENTAR_Faro | 71 |
| Figura 3.13 – Pontos de água localizados na área de estudo e fotografia de um poço com nora.... | 71 |
| Figura 3.14 – Delimitação geográfica da Zona Vulnerável de Faro, sistemas aquíferos incluídos (IDRHA) e rede de monitorização do SNIRH/INAG | 72 |
| Figura 3.15 – Modelo de escoamento subterrâneo desenvolvido na zona da Campina de Faro, para dois períodos: Outubro/Novembro de 1983 e Abril de 1984 (extraído de Silva <i>et al.</i> , 1986) | 74 |
| Figura 3.16 – Distribuição da piezometria definida para a unidade da Campina de Faro..... | 75 |
| Figura 3.17 – Mapa de localização dos pontos de água monitorizados pelas redes do SNIRH..... | 76 |
| Figura 3.18 - Diagramas de caixa para os níveis piezométricos nos 22 furos activos da rede de monitorização do SNIRH inseridos na ZVF, entre 1969 e 2007..... | 77 |
| Figura 3.19 – Variação sazonal da piezometria na rede de monitorização do SNIRH observada em poços que captam o aquífero freático (areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário) no M12.7 | |
| Figura 3.20 - Variação sazonal da piezometria na rede de monitorização do SNIRH observada em furos que captam o aquífero confinado (calcarenitos do Miocénico) no M12..... | 78 |
| Figura 3.21 – Níveis piezométricos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático e confinado relativos ao M12 e ZVF, em Outubro de 2006. | 78 |
| Figura 3.22 – Níveis piezométricos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático e confinado relativos ao M12 e ZVF, em Abril de 2007. | 80 |
| Figura 3.23 – Volume anual extraído dos furos de extracção municipais no concelho de Faro | |

| | |
|--|-----|
| (cf. Stigter, 2005) | 82 |
| Figura 3.24 – Ocupação do solo (<i>Corine Land Cover</i> 2000) na área ocupada pelo sistema aquífero da Campina de Faro e pelo concelho de Faro..... | 84 |
| Figura 3.25 – Localização dos principais cursos da água na região em estudo e das..... | 85 |
| Figura 3.26 – Variação anual do escoamento superficial registado nas estações hidrométricas de Coirro da Burra e Rio Seco e sua comparação com os valores de precipitação anual registados na estação udométrica de Estói (período de análise compreendido entre 1995 e 2007)..... | 86 |
| Figura 3.27 – Variação do caudal médio diário registado nas duas estações hidrométricas do Rio Seco (período compreendido entre os anos hidrológicos de 1995/96 e 2004/05) e comparação com os valores de precipitação anual registados em Estói..... | 87 |
| Figura 3.28 – Curva de duração do caudal médio diário, para o período de um ano, nas estações hidrométricas de Coito da Burra e Rio Seco (período de análise 01/10/1995 e 30/09/2005)..... | 87 |
| Figura 3.29 – Medições de caudal em quatro pontos do rio Seco em Abril de 1985 | 90 |
| Figura 3.30 – Percentagem do caudal inicial na secção do rio Seco entre as duas estações hidrométricas (modificado de Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2006) | 90 |
| Figura 3.31 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 1995/96)..... | 91 |
| Figura 3.32 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 1996/97)..... | 91 |
| Figura 3.33 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 1997/98)..... | 92 |
| Figura 3.34 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 2000/01)..... | 92 |
| Figura 3.35 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 2001/02)..... | 92 |
| Figura 3.36 – Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 2002/03)..... | 93 |
| Figura 3.37 – Distribuição da recarga na área de estudo. Variações anuais nos parâmetros modelados num solo aluvionar (Atac) e num regosolo (Rgc) (extraída de Lobo-Ferreira <i>et al.</i> , 2006)..... | 94 |
| Figura 3.38 – Distribuição da salinização nos aquíferos superior e inferior da Campina de Faro (Silva <i>et al.</i> , 1986) | 96 |
| Figura 3.39 - Mapeamento da concentração de nitratos pelo método da krigagem ordinária. Mapeamento da concentração de nitratos na ZVF com dados da ARH-Algarve de Novembro de 2003 (extraído de Stigter, 2005)..... | 96 |
| Figura 3.40 – Diagramas de caixa para as concentrações de nitratos nos furos da rede de monitorização do SNIRH inseridos na ZVF, entre 1995 e 2006..... | 99 |
| Figura 3.41 – Concentrações de nitratos na rede de qualidade do SNIRH dos furos/poços que captam o aquífero freático (areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário) e precipitação mensal registada em Estói. | 100 |
| Figura 3.42 – Concentração de nitratos no furo 611/240 <i>versus</i> escoamento superficial na..... | 101 |
| Figura 3.43 - Concentrações de nitratos na rede de qualidade do SNIRH dos furos/poços que captam o aquífero confinado (calcarenitos do Miocénico) e precipitação mensal registada em Estói. | 102 |
| Figura 3.44 - Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático relativo ao M12 e ZVF, em Maio de 2006..... | 103 |
| Figura 3.45 - Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático relativo ao M12 e ZVF, em Outubro de 2006..... | 103 |
| Figura 3.46 – Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero confinado relativo ao M12 e ZVF, em Maio de 2006..... | 103 |
| Figura 3.47 – Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero confinado relativo ao M12 e ZVF, em Outubro de 2006..... | 105 |
| Figura 3.48 - Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição utilizando o índice DRASTIC, aplicado à região da ZVF..... | 106 |
| Figura 3.49 – Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas utilizando | 106 |
| Figura 4.1 – Localização em fotografia aérea das setes SEVs realizadas na Campina de Faro (adaptado de Medeiros, 2006)..... | 109 |
| Figura 4.2 – Resultados obtidos nos cinco perfis realizados no caso de estudo de Conceição por métodos electromagnéticos (adaptado de Figueiredo, 2006) | 110 |
| Figura 4.3 – Localização dos perfis e modelo de resistividade eléctrica obtido num dos perfis realizados no caso de estudo de Conceição (extraído de Mota, 2006)..... | 111 |
| Figura 4.4 – Extracto do resultado do georadar num dos perfis (Perfil 3) realizados no caso de estudo de Conceição (extraído de Oliveira, 2006) | 111 |
| Figura 4.5 – Localização de pontos de água com informação geológica de acordo com as referências referidas no mapa. | 112 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.6 – Perfis geológicos propostos por Silva <i>et al.</i> (1986) na Campina de Faro..... | 113 |
| Figura 4.7 - Isolinhas da cota da base do aquífero Miocénico carbonatado na Campina de Faro e perfil N-S contendo informação de <i>logs</i> de furos e resistividades aparentes de SEVs, ambos adaptados de Geinaert <i>et al.</i> (1982) | 114 |
| Figura 4.8 - Interpolação da profundidade da base do aquífero freático na Campina de Faro..... | 115 |
| Figura 4.9 – Interpolação da profundidade da base do aquífero confinado (Miocénico carbonatado)11 | 115 |
| Figura 4.10 – Classificação textural das amostras de solos recolhidas nas bacias de infiltração e piezómetros do Areal Gordo e de Carreiros | 121 |
| Figura 4.11 – Curvas granulométricas relativas às amostras de solos de Carreiros e do Areal Gordo12 | 121 |
| Figura 4.12 – Mapa de localização dos pontos de água inventariados durante as campanhas de monitorização | 126 |
| Figura 4.13 – Variação do nível piezométrico nos pontos de água amostrados | 127 |
| Figura 4.14 – Mapa de piezometria resultante da interpolação com os valores da campanha de monitorização de Setembro/Outubro de 2006 | 129 |
| Figura 4.15 – Mapa de piezometria resultante da interpolação com os valores da campanha de monitorização de Abril de 2007 | 129 |
| Figura 4.16 - Mapa de piezometria resultante da interpolação com os valores da campanha de monitorização de Outubro de 2007 | 130 |
| Figura 4.17 - Mapa de piezometria resultante da interpolação com os valores da campanha de monitorização de Abril de 2008 | 130 |
| Figura 4.18 – Diagrama de Piper com os resultados das análises químicas das amostras da campanha de Abril/2007 | 132 |
| Figura 4.19 - Diagrama de Piper com os resultados das análises químicas das amostras da campanha de Outubro/2007 | 132 |
| Figura 4.20 – Variação sazonal da concentração de NO ₃ nos pontos de água amostrados (aquífero superficial) | 135 |
| Figura 4.21 – Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Setembro/Outubro de 2006 | 137 |
| Figura 4.22 – Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Abril de 2007 | 137 |
| Figura 4.23 – Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Outubro de 2007 | 138 |
| Figura 4.24 - Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Abril de 2008 | 138 |
| Figura 5.1 – Localização das áreas de estudo | 144 |
| Figura 5.2 - Relação entre dimensão média das partículas e as propriedades do armazenamento das formações (Stephnes <i>et al.</i> , 1997) | 145 |
| Figura 5.3 – Coluna litológica do piezómetro LNEC4 e sua relação com o perfil vertical dos estratos litológicos na zona não saturada, no Areal Gordo. Pormenor da bacia de infiltração nas areias vermelhas (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 147 |
| Figura 5.4 – Localização da zona de implantação das bacias de infiltração (2ª e 3ª) e piezómetro de monitorização LNEC4 no Areal Gordo (mapa retirado do Google Earth) | 148 |
| Figura 5.5 – Bacia de infiltração na 2ª camada litológica, antes e após o seu enchimento. Pormenor do piezómetro LNEC4 durante o registo manual da profundidade do nível da água..... | 148 |
| Figura 5.6 – Variação da altura da água na bacia de infiltração na 2ª camada litológica, durante o ensaio de recarga de três dias (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b)..... | 149 |
| Figura 5.7 – Variação da altura da água na bacia de infiltração na 2ª camada, separadamente para cada um dos três dias do ensaio de recarga | 149 |
| Figura 5.8 – Profundidade ao nível da água no piezómetro LNEC4, durante a realização do ensaio de infiltração na bacia na 2ª camada litológica | 152 |
| Figura 5.9 – Parâmetros de qualidade da água registados no piezómetro LNEC4, durante a realização do ensaio de infiltração na bacia na 2ª camada litológica..... | 152 |
| Figura 5.10 – Esquema da bacia de infiltração na 2ª camada litológica e piezómetro | 152 |
| Figura 5.11 – Pormenor da bacia da 3ª camada (início do enchimento) e do equipamento instalado para monitorização do nível da água durante o ensaio | 154 |
| Figura 5.12 – Pormenor da bacia de infiltração na 3ª camada durante o ensaio de traçador e localização das cápsulas instaladas para monitorização da zona não satura a profundidades de 20 cm, 60 cm e 100 cm (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 154 |
| Figura 5.13 - Variação da altura da água na bacia de infiltração na 3ª camada litológica, durante o ensaio de infiltração e de traçador. Comparação com o caudal adicionado à bacia durante o ensaio..... | 155 |
| Figura 5.14 – Evolução temporal das taxas de infiltração estimada durante os ensaios de enchimento/infiltração na bacia da 3ª camada | 157 |
| Figura 5.15 – Variação da profundidade ao nível no piezómetro LNEC4 durante o ensaio de infiltração na bacia da 3ª camada | 158 |
| Figura 5.16 – Variação da condutividade eléctrica e da concentração de cloretos na água da bacia | |

| | |
|---|-----|
| durante o ensaio de traçador | 158 |
| Figura 5.17 – Variação da condutividade eléctrica na zona não saturada durante o ensaio de traçador na bacia de infiltração da 3ª camada (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 159 |
| Figura 5.18 – Variação da condutividade eléctrica observada ao longo do tempo, na zona não saturada durante o ensaio de traçador | 160 |
| Figura 5.19 – Parâmetros de qualidade da água observados no piezómetro LNEC4 durante o ensaio de infiltração e de traçador na bacia da 3ª camada | 161 |
| Figura 5.20 – Variação da condutividade eléctrica e da concentração de cloretos observada no piezómetro LNEC4 durante o ensaio de infiltração e de traçador na bacia da 3ª camada ... | 161 |
| Figura 5.21 - Localização da área de realização dos ensaios de injeção no poço e no LNEC6 e .. | 162 |
| Figura 5.22 – Algumas fotografias do poço de grande diâmetro, onde foi realizado o ensaio de injeção, durante instalação do equipamento de monitorização, no início do ensaio e quando o nível piezométrico estabilizou muito próximo da superfície, no final do 3º ensaio (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 163 |
| Figura 5.23 – Variação da profundidade ao nível registada no poço durante os ensaios de injeção (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 165 |
| Figura 5.24 – Curvas de infiltração obtidas no ensaio do poço para três cargas hidráulicas | 165 |
| Figura 5.25 – Taxa de infiltração calculada durante o 3º ensaio de injeção no poço | 165 |
| Figura 5.26 – Regressão entre a taxa de infiltração e a carga hidráulica no último ensaio do poço | 167 |
| Figura 5.27 – Variação da profundidade ao nível no piezómetro LNEC5 e das concentrações de cloretos e nitratos, durante os ensaios de injeção no poço | 168 |
| Figura 5.28 – Condutividade eléctrica e concentrações de NO ₃ e Cl obtidas no poço, no LNEC5 e no furo de captação, antes e após o ensaio de injeção no poço | 168 |
| Figura 5.29 – Sistema de injeção utilizado para o furo de diâmetro intermédio (LNEC6) | 169 |
| Figura 5.30 – Variação da profundidade ao nível registada no furo LNEC6 durante o ensaio de injeção (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 170 |
| Figura 5.31 – Do lado esquerdo um esquema vertical e em planta das bacias de infiltração e piezómetros no leito do rio Seco, em Carreiros. Do lado direito um pormenor do rio no mesmo local, durante a estação húmida e durante a estação seca | 171 |
| Figura 5.32 – Sensor de medição do nível de água instalado no leito do rio Seco, respectiva secção transversal e equipamento de registado contínuo de dados | 172 |
| Figura 5.33 – Esquema hidrogeológico conceptual da área das bacias de infiltração de Carreiros | 172 |
| Figura 5.34 – Pormenor da bacia de infiltração (Sul) de Carreiros, antes e durante a realização do ensaio de infiltração | 173 |
| Figura 5.35 – Colocação do traçador (NaCl) na bacia de infiltração de Carreiros | 173 |
| Figura 5.36 – Pormenor durante o enchimento da bacia e da infiltração do traçador | 174 |
| Figura 5.37 – Vista para Sul da Bacia de infiltração durante o ensaio de traçador e equipamento instalado | 174 |
| Figura 5.38 - Níveis piezométricos registadas nos piezómetros de Carreiros, durante a estação húmida (Out/2006 – Mar/2007). Precipitação diária registada na estação climatológica de Estói e caudal médio diário registado na estação de Coiro da Burra | 175 |
| Figura 5.39 – Concentrações de nitratos nos piezómetros de Carreiros, durante a estação húmida (Out/2006 – Mar/2007). Precipitação diária registada na estação climatológica de Estói e caudal médio diário registado na estação de Coiro da Burra | 175 |
| Figura 5.40 – Registo da profundidade ao nível no piezómetro LNEC1, após os primeiros eventos de escoamento superficial no rio Seco. Comparação de resultados com os valores de precipitação diária registados na estação climatológica de São Brás de Alportel e com os valores do escoamento superficial diário médio, registado na estação hidrométrica de Coiro da Burra, para o mesmo período em análise (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 176 |
| Figura 5.41 - Registo de parâmetros de qualidade da água (condutividade eléctrica, NO ₃ e Cl) no piezómetro LNEC1, após os primeiros eventos de escoamento superficial no rio Seco (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 177 |
| Figura 5.42 – Variação do nível de água registado nas duas secções transversais, a montante e a jusante das bacias de infiltração, durante a estação húmida (Out/2007 – Mar/2008) | 177 |
| Figura 5.43 – Curvas de vazão determinadas para as secções do rio a Norte e Sul das bacias de infiltração pela aplicação da fórmula de Chézy. Eixo dos xx representa (Q/√i) | 178 |
| Figura 5.44 – Correlação entre o nível de água na bacia de infiltração e volume de água infiltrado | 179 |
| Figura 5.45 – Parâmetros de qualidade da água medidos no piezómetro LNEC1, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008) | 180 |
| Figura 5.46 – Variação da profundidade ao nível e concentração de NO ₃ registadas no piezómetro LNEC1, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008) | 180 |
| Figura 5.47 - Parâmetros de qualidade da água medidos no piezómetro LNEC2, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008) | 181 |
| Figura 5.48 - Variação da profundidade ao nível e concentração de NO ₃ registadas no piezómetro LNEC2, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008) | 181 |
| Figura 5.49 – Parâmetros de qualidade da água medidos no piezómetro LNEC3, durante a estação | |

| | |
|---|-----|
| húmida (Outubro/2007 a Abril/2008) | 182 |
| Figura 5.50- Variação da profundidade ao nível e concentração de NO ₃ registadas no piezómetro LNEC3, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008)..... | 182 |
| Figura 5.51 – Profundidade ao nível de água registada no pequeno piezómetro colocado no interior da bacia durante o ensaio de infiltração..... | 184 |
| Figura 5.52 – Níveis piezométricos registados nos piezómetros (LNEC1, LNEC2, LNEC3) de Carreiros, durante o ensaio de infiltração/traçador na bacia Sul..... | 185 |
| Figura 5.53 – Parâmetros de qualidade da água (condutividade eléctrica, concentrações de Cl e NO ₃) e profundidade ao nível monitorizados no piezómetro LNEC1 durante o ensaio de traçador na bacia de infiltração de Carreiros (Lobo Ferreira <i>et al.</i> , 2007b) | 186 |
| Figura 5.54 – Evolução de parâmetros de qualidade da água durante o ensaio de traçador na bacia de Carreiros..... | 187 |
| Figura 5.55 – Localização dos sete perfis de resistividade eléctrica realizados no caso de estudo de Carreiros (Mapa de base retirado do <i>Google Earth</i>) (extraído de Mota, 2007)..... | 188 |
| Figura 5.56 – Modelo de resistividade eléctrica resultante no Perfil I, correspondente à situação de referência (Janeiro de 2007), localização dos piezómetros LNEC e de outros perfis de resistividade que cruzam este alinhamento N-S (adaptado de Mota, 2007) | 189 |
| Figura 5.57 – Modelo de resistividade eléctrica para os perfis transversais ao leito do rio (Perfis II a V), correspondentes à situação de referência (Janeiro de 2007) (adaptado de Mota, 2007)..... | 190 |
| Figura 5.58 – Modelos de resistividade eléctrica obtidos no Perfil I, antes, durante e após o ensaio de traçador na bacia de infiltração do leito do rio Seco, em Carreiros (modificado de Mota, 2007)..... | 191 |
| Figura 5.59 - Regressão entre a taxa de infiltração e a percentagem de areia | 192 |
| Figura 5.60 - Regressão linear entre a taxa de infiltração e carga hidráulica | 192 |
| Figura 6.1 - Modelo conceptual criado para o modelo de escoamento subterrâneo da área de estudo na Campina de Faro. | 196 |
| Figura 6.2 - Visualização camadas modeladas e secções transversais que atravessam a área, ... | 197 |
| Figura 6.3 - Malha de elementos finitos para o modelo 3D de escoamento subterrâneo | 198 |
| Figura 6.4 - Distribuição espacial das espessuras definidas para cada camada do modelo de escoamento (1 ^a , 2 ^a e 3 ^a camada) | 199 |
| Figura 6.5 - Níveis piezométricos médios medidos em poços (aquífero freático) | 201 |
| Figura 6.6 - Níveis piezométricos médios medidos em poços com furo (aquífero semi-confinado) (interpolação por "distância inversa ponderada") | 201 |
| Figura 6.7 - Distribuição sazonal da piezometria no aquífero superficial..... | 202 |
| Figura 6.8 - Distribuição..... | 203 |
| Figura 6.9 - Distribuição das condições iniciais de piezometria na área modelada, para o aquífero freático | 205 |
| Figura 6.10 - Distribuição das condições iniciais de piezometria na área modelada, para o aquífero semi-confinado..... | 205 |
| Figura 6.11 - Localização das condições de fronteira definidas para o modelo de escoamento subterrâneo (aquífero freático e confinado)..... | 207 |
| Figura 6.12 - Definição de valores do nível de água no rio para a condição de fronteira de transferência de fluxo e restrições aplicadas | 209 |
| Figura 6.13 - Distribuição dos valores médios anuais de recarga de uma série de 10 anos, utilizados como dado de entrada para o modelo em regime permanente (1 ^a camada)..... | 211 |
| Figura 6.14 - Condutividade hidráulica no aquífero freático (1 ^a camada) | 211 |
| Figura 6.15 - Calibração do modelo de escoamento subterrâneo | 212 |
| Figura 6.16 - Distribuição da piezometria no aquífero freático (sem calibração)..... | 213 |
| Figura 6.17 - Distribuição da piezometria no | 213 |
| Figura 6.18 - Distribuição da piezometria no aquífero freático (com efeito das extracções e calibração)..... | 213 |
| Figura 6.19 - Distribuição da piezometria no | 213 |
| Figura 6.20 - Esquema simplificado do balanço de fluxo do modelo, em termos de entradas e saídas do sistema em regime permanente | 214 |
| Figura 6.21 - Condições iniciais para o modelo de transporte: concentração de NO ₃ e nível piezométrico no aquífero freático | 217 |
| Figura 6.22 - Evolução temporal das concentrações de NO ₃ e da piezometria durante um cenário de recarga natural | 226 |
| Figura 6.23 - Evolução temporal das concentrações de NO ₃ e da piezometria durante um cenário de recarga induzida no leito do rio | 227 |
| Figura 6.24 - Evolução temporal das concentrações de NO ₃ e da piezometria durante um cenário de recarga artificial em 13 poços dispersos pela área da Campina de Faro (caudal de injeccção = 400 m ³ /d, durante 5 anos intercalados para um tempo total de simulação de 10 anos; | 228 |
| Figura 6.25 - Evolução temporal das concentrações de NO ₃ e da piezometria durante um cenário de recarga artificial em 25 poços dispersos pela área da Campina de Faro (caudal de injeccção = 400 m ³ /d, durante 5 anos intercalados para um tempo total de simulação de 10 anos; | 229 |

INDICE

Figura 6.26 - Aplicação preliminar do índice GABA-IFI à área de estudo da Campina de Faro (coincidente com a área do modelo de escoamento subterrâneo) (Oliveira *et al.*, 2008) ... 240

Figura 7.1 – Organigrama para a estruturação do problema de decisão a formular para o *Decision Lab 2000* 254

INDICE DE QUADROS

| | |
|--|-----|
| Quadro 2.1 – Taxas de infiltração recomendadas de acordo com a classificação textural USDA (WDOE, 2003 <i>in</i> Massmann, 2003) | 35 |
| Quadro 2.2 – Taxas de infiltração recomendadas de acordo com o ensaio de gradação ASTM (WDOE, 2003 <i>in</i> Massmann, 2003) | 35 |
| Quadro 2.3 - Inventário do número de casos de Recarga artificial no mundo por continente | 37 |
| Quadro 2.4 – Descrição sumária dos casos de estudo abordados no Projecto RECLAIMWATER (http://www.reclaim-water.org) | 44 |
| Quadro 3.1 – Informação geral sobre as estações climatológicas/udométricas mais próximas da área de estudo | 59 |
| Quadro 3.2 – Descrição estatística calculada para as séries de precipitação anual registadas nas estações climatológicas mais próximas de área de estudo..... | 61 |
| Quadro 3.3 – Listagem das tabelas disponíveis na base de dados INVENTAR_Faro e a informação que cada uma contém (Oliveira e Lobo Ferreira, 1995; Oliveira <i>et al.</i> , 1997) | 70 |
| Quadro 3.4 - Caracterização de pontos de água pertencentes à rede de monitorização de piezometria do SNIRH inseridos na ZVF (a)..... | 79 |
| Quadro 3.5 – Parâmetros hidráulicos características das formações aquíferas | 80 |
| Quadro 3.6 – Valores de permeabilidade, porosidade total, retenção específica e cedência específica determinados no aquífero freático (Mio-Plio-Quaternário) com diferentes metodologias/ensaios (cf. Silva, 1988)..... | 81 |
| Quadro 3.7 – Características dos furos de extracção no concelho de Faro (adaptado de Stigter, 2005)..... | 82 |
| Quadro 3.8 – Consumos de água subterrânea para rega, determinados para cada classe de ocupação do solo do Corine Land Cover, calculados em Lobo Ferreira, <i>et al.</i> (2006) com base nos valores referidos no PBHRA | 83 |
| Quadro 3.9 – Extracções de água subterrânea para rega, determinados para cada classe de ocupação do solo do Corine Land Cover, calculada em Lobo Ferreira, <i>et al.</i> (2006) com base nos valores referidos no PBHRA | 83 |
| Quadro 3.10 – Períodos sem registo de dados no período de análise comum às duas estações hidrométricas do rio Seco (entre 01/10/1995 e 30/09/2005) | 85 |
| Quadro 3.11 – Escoamento superficial, caudal máximo e médio anual calculados para as estações hidrométricas de Coiro da Bura e Rio Seco, no período compreendido entre os anos hidrológicos de 1985/86 e 2006/07..... | 85 |
| Quadro 3.12 – Características do escoamento superficial nas estações de Coiro da Burra e Rio Seco, para valores comuns de ambas as séries analisadas (período de análise 01/10/1995 e 30/09/2005)..... | 88 |
| Quadro 3.13 – Diferença entre o escoamento superficial anual registado nas duas estações hidrométricas do rio Seco e diferença entre o caudal médio diário entre as duas mesmas estações. Comparação com os valores de precipitação anual registada em Estói para os anos hidrológicos de 1995/96 e 2004/05..... | 89 |
| Quadro 3.14 – Determinação do escoamento superficial na estação de Rio Seco reduzido por uma percentagem e diferença calculada nas duas estações hidrométricas do rio Seco | 89 |
| Quadro 3.15 – Caracterização de pontos de água pertencentes à rede de monitorização da qualidade do SNIRH inseridos na ZVF (a)..... | 104 |
| Quadro 4.1 – Sumário de informação de diferentes fontes bibliográficas sobre a estrutura geológica presente na Campina de Faro definida com base em <i>logs</i> de furos e de piezómetros e na interpretação de SEVs | 117 |
| Quadro 4.2 – Classificação textural das amostras de solos de Carreiros e do Areal Gordo e valores de permeabilidade. | 120 |
| Quadro 4.3 – Parâmetros físicos e hidráulicos do solo determinados pelos ensaios laboratoriais em amostras deformadas e ensaios em coluna de solo em amostras indeformadas, do Areal Gordo | 125 |
| Quadro 4.4 – Listagem de pontos de água e resultados das campanhas de monitorização da piezometria e amostragem (parâmetros medidos <i>in situ</i>)..... | 133 |
| Quadro 4.5 – Concentrações de NO ₃ e SO ₄ medidas nas quatro campanhas de amostragem..... | 134 |
| Quadro 4.6 – Parâmetros estatísticos calculados para caracterização hidrogeológica das águas subterrâneas da área de estudo | 135 |
| Quadro 4.7 - Evolução da área poluída na Campina de Faro nas três campanhas de monitorização de qualidade da água | 139 |
| Quadro 5.1 - Quantificação do volume de água infiltrado e taxa de infiltração para cada ensaio de recarga na bacia da 2ª camada | 149 |
| Quadro 5.2 – Parâmetros medidos durante os períodos de enchimento. Quantificação do volume de água infiltrado e taxa de infiltração para cada ensaio de enchimento da bacia. | 150 |

INDICE

| | |
|---|-----|
| Quadro 5.3 – Estimativa da precipitação ocorrida na área da bacia de infiltração no Areal Gordo | 151 |
| Quadro 5.4 – Estimativa de parâmetros hidráulicos (V_i , V_D e K) a partir da influência da infiltração da água ocorrida na bacia e manifestada por variações da profundidade ao nível no piezómetro mais próximo | 153 |
| Quadro 5.5 – Parâmetros medidos durante os períodos de infiltração e de enchimento inicial e seguintes. Estimativa do volume de água infiltrado e da taxa de infiltração para cada ensaio de enchimento/infiltração na bacia..... | 156 |
| Quadro 5.6 – Estimativa da velocidade intersticial na zona não saturada, sob a bacia de infiltração, através dos resultados do ensaio de traçador | 159 |
| Quadro 5.7 – Estimativa de parâmetros hidráulicos (V_D , V_i e K) a partir da detecção da chegada do traçador ao piezómetro mais próximo | 161 |
| Quadro 5.8 - Parâmetros medidos durante os períodos enchimento e de infiltração. | 166 |
| Quadro 5.9 – Determinação das taxas de infiltração após terminado o ensaio de injeção no furo LNEC6..... | 170 |
| Quadro 5.10 – Descrição dos eventos de escoamento superficial monitorizados no rio Seco e avaliação do volume de água infiltrado entre secções..... | 179 |
| Quadro 5.11 – Taxas de infiltração estimadas durante os ensaios de infiltração realizados na bacia Sul de Carreiros, com base nos registos de variação da altura de água no pequeno piezómetro | 183 |
| Quadro 5.12 – Estimativa da porosidade da bacia subterrânea..... | 184 |
| Quadro 5.13 – Perfis de resistividade eléctrica e alinhamentos direccionais..... | 188 |
| Quadro 5.14 – Perfis de resistividade eléctrica realizados em Carreiros, antes, durante e após o ensaio de infiltração e traçador (informação extraída de Mota, 2007) | 189 |
| Quadro 6.1 - Geometria do modelo de escoamento | 198 |
| Quadro 6.2 - Características gerais do modelo numérico de escoamento subterrâneo e transporte de massa da Campina de Faro..... | 199 |
| Quadro 6.3 - Condições de fronteira definidas para cada um dos planos do modelo de escoamento.20 | |
| Quadro 6.4 - Determinação do caudal específico para o aquífero freático, com base num conjunto de pontos de observação | 208 |
| Quadro 6.5 - Ordem de variação dos valores de condutividade hidráulica para cada camada e conversão de valores para o modelo de escoamento | 211 |
| Quadro 6.6 - Balanço de fluxo do modelo de escoamento subterrâneo em regime permanente .. | 214 |
| Quadro 6.7 - Geometria modificada e estimativa das reservas subterrâneas do modelo | 214 |
| Quadro 6.8 - Parâmetros de entrada para o modelo numérico de transporte da Campina de Faro | 219 |
| Quadro 6.9 - Cenários de recarga natural e recarga artificial simulados no modelo de transporte | 224 |
| Quadro 6.10 - Descrição e quantificação de volumes de recarga associados aos cenários de recarga | 224 |
| Quadro 6.11 - Exemplo de uma matriz utilizada em problemas de decisão multicritério..... | 234 |
| Quadro 6.12 - Listagem das propriedades a definir para cada critério e sua descrição (adaptado do Manual do <i>Decision Lab</i> 2000)..... | 235 |
| Quadro 6.13 - Matriz de cenários e critérios de decisão propostos para o <i>Decision Lab</i> | 241 |

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos os que de alguma forma contribuíram para a realização deste estudo, em especial às pessoas e entidades que enumero em seguida:

À Direcção do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) e à Chefia do Departamento de Hidráulica e Ambiente, pela disponibilização das condições logísticas e institucionais indispensáveis para a elaboração desta Tese. Gostaria de reforçar e realçar a aposta e o apoio disponibilizado desde 1995, período a partir do qual o LNEC tem acompanhado a minha formação científica, ao abrigo de projectos de investigação que aí decorreram cujo resultado culmina na realização desta Tese.

Ao Investigador-Coordenador Doutor João Paulo de Cárcomo Lobo Ferreira, Chefe do Núcleo de Águas Subterrâneas e meu co-orientador científico, pela sugestão do tema, orientação e conhecimentos transmitidos.

Ao Prof. Doutor Manuel Oliveira da Silva, Professor catedrático da Faculdade de Ciências de Lisboa e meu co-orientador científico, pelas trocas de impressões que foram mantidas durante a realização da Tese.

À Prof^a. Doutora Maria do Rosário Carvalho, Professora Auxiliar da Faculdade de Ciências de Lisboa e minha co-orientadora científica pela leitura cuidada da tese e sugestões de alteração.

À Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito de uma Bolsa de Doutoramento concedida com a referência SFRH/BD/10605/2002.

Ao Projecto Gabardine do 6º Programa-Quadro de Investigação da União Europeia e ao Projecto PIP "Recarga Artificial de Aquíferos" do Plano de Investigação Programada do LNEC para 2005-2008, no âmbito dos quais realizei uma parte significativa da investigação que deu origem a esta Tese.

À minha colega Doutora Teresa Leitão pelos diversos esclarecimentos que foram dados ao longo do tempo de realização da Tese, em diversas áreas, e apoio durante a realização do ensaio de traçador.

À minha colega Maria José Henriques pela sua ajuda durante as deslocações à área de estudo, apoio laboratorial em diversas determinações e todos os esclarecimentos dados ao longo do tempo.

Ao meu colega Doutor Manuel de Oliveira pelo apoio e esclarecimentos que me foi transmitindo, pelas trocas de impressões que tivemos sobre diversas áreas.

À minha colega Maria João Moinante pela disponibilidade para trocas de ideias relativas à Tese, pelo apoio e amizade.

À Marta Rodrigues, secretária do NAS, pela introdução de dados sempre que necessário.

À Eng^a. Edite Reis da CCDR-Algarve pela cedência de dados relativos às estações hidrométricas de Coiro da Burra e Rio Seco.

Ao Dr. Albino Medeiros pelo apoio durante os ensaios e deslocações à área de estudo.

Ao Dr. Rogério Mota, do Núcleo de Geologia de Engenharia e Ambiente do LNEC, a aplicação do método geofísico de resistividade eléctrica e o apoio prestado durante os ensaios de recarga artificial e de traçador em Carreiros.

Agradecimentos

Ao Sr. Rafael Teresa, da empresa de Sondagens, pela ajuda que sempre disponibilizou durante a realização dos ensaios de infiltração em Carreiros e durante as campanhas de amostragem de águas.

Ao Sr. José Graça, da Empresa de Extração de Inertes do Areal Gordo, e aos seus funcionários, pelo apoio e ajuda que disponibilizaram durante a realização dos ensaios nas bacias de infiltração e ensaios de injeção no Areal Gordo.

À equipa de suporte *online* da empresa WASY (Alemanha), pelos importantes esclarecimentos trocados durante a fase de modelação numérica com o *software* FEFLOW.

Ao Professor Fernando Pedro Figueiredo, da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, e ao Dr. Ricardo Cruz a aplicação de métodos geofísicos electromagnéticos em Conceição e a formação dada neste tema.

Ao Professor José Paulo Monteiro, da Universidade do Algarve, com que troquei alguns esclarecimentos no âmbito da aplicação do *software* de estimação automática de parâmetros PEST.

Ao Dr. Ricardo Martins pelo apoio dado durante as várias fases do trabalho experimental.

À Sr^a. D. Iza Rodrigues, do Laboratório das Águas do Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências de Lisboa, pela realização das análises químicas das amostras de água da área de estudo.

Aos colegas Luís Oliveira e Patrícia Terceiro pela aplicação preliminar do índice IFI à área de estudo.

Por fim, este enumerar de agradecimentos não estaria completo sem mencionar a minha família, peça fundamental para a concretização desta Tese, a quem agradeço todo o apoio e carinho que me dedicaram ao longo deste percurso. Um cumprimento muito sentido à minha mãe, ao meu pai, aos meus sogros e à minha irmã. Ao meu marido quero agradecer-lhe a força, o carinho, a dedicação, por ter estado sempre presente quando mais necessitei, para ele um beijinho muito especial. Às minhas filhas agradeço-lhes por terem crescido com esta Tese, por terem compreendido e aceitado todos os momentos em que não consegui estar presente. À Carolina gostava de lhe agradecer por se ter transformado numa mulher, ainda pequenina mas corajosa e determinada. À Marta agradecer-lhe por ser um fruto desta Tese, por estar umbilicalmente ligada a este percurso, pela força que a sua chegada me transmitiu. A vocês filhas vos dedico esta Tese.

RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS: APLICAÇÃO AO SISTEMA AQUÍFERO DA CAMPINA DE FARO

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento do tema

Os recursos hídricos subterrâneos são, nos dias de hoje, uma importante fonte de abastecimento urbano, industrial e agrícola. No entanto, estes recursos podem ser afectados, por um lado, por problemas relacionados com a sua sobre-exploração, e por outro, por problemas relacionados com a degradação da qualidade da água subterrânea captada. A sobre-exploração está relacionada com os volumes de extracção, geralmente elevados, que não sendo compensados pela recarga natural do aquífero, provocam um rebaixamento acentuado da piezometria a nível local e regional. A degradação da qualidade da água relaciona-se, frequentemente, com as fontes de poluição de origem diversa que afectam os sistemas aquíferos. As fontes de poluição de carácter difuso, com origem na actividade agrícola, constituem uma preocupação acrescida por poderem afectar extensas áreas dos aquíferos.

Uma das técnicas de gestão sustentável e de protecção de aquíferos, frequentemente aplicada a nível internacional, consiste na recarga artificial, que se pode definir como a introdução de água de forma artificial para o interior de um aquífero, com o objectivo de aumentar a disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos e/ou de melhorar a sua qualidade. Um dos principais objectivos desta técnica consiste em contribuir para uma adequada gestão de um sistema aquífero, de forma o mais racional possível e de um modo economicamente viável.

A gestão sustentável e a protecção das águas subterrâneas são aspectos fundamentais considerados na Directiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (Directiva Quadro da Água - DQA), que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água (Jornal Oficial L 327/1 de 22.12.2000), transposta para a ordem jurídica nacional pela Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água) e pelo Decreto-Lei nº 77/2006, de 30 de Março. A DQA e a Lei da Água

salientam que as medidas previstas nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH) têm por objectivo, no que refere às águas subterrâneas: “proteger, melhorar e restaurar as águas subterrâneas, prevenir a sua poluição e deterioração e, assegurar um equilíbrio entre a sua captação e renovação”.

Os objectivos ambientais atrás expostos deverão ser atingidos quinze anos após a data de entrada em vigor da Directiva, (*i.e.* em 2015). O Programada de medidas (Lei da Água, artigo 30º) visa a protecção da água e a realização dos objectivos ambientais estabelecidos; será assegurado para cada região hidrográfica pelos PGBH e compreende medidas de base e medidas suplementares. Uma das medidas de base refere o controlo da recarga artificial das águas subterrâneas, incluindo o estabelecimento de um regime de licenciamento. A recarga artificial de aquíferos também é incluída na lista de medidas suplementares (Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março). A água utilizada para o efeito pode ser proveniente de massas de água de superfície ou subterrâneas, desde que a utilização da fonte em causa não comprometa a realização dos objectivos ambientais estabelecidos para a fonte ou para as águas subterrâneas.

Deste modo, a recarga artificial consiste numa metodologia utilizada para a recarga planeada de aquíferos a partir de água de origem superficial ou subterrânea. Podem, no entanto, ser utilizadas outras origens de água alternativas, como é o caso de águas residuais resultantes de estações de tratamento, excedente do escoamento superficial gerado durante eventos de precipitação, excedente de água dessalinizada ou a importação de água. As infra-estruturas utilizadas podem ser os furos de injeção, construídos ou não apenas para este efeito, ou uma diversidade de estruturas construídas ao nível do solo que têm com principal objectivo aumentar e facilitar a infiltração da água para o sistema aquífero. A recarga artificial através de bacias de infiltração pode igualmente ser utilizada como método de redução da carga poluente em águas residuais, devido ao papel depurador do solo. Em locais de escassez de águas subterrâneas esta utilização poderá ser especialmente importante em termos da recarga global do aquífero.

O desenvolvimento deste estudo abordará diversos assuntos relacionados com o tema central “recarga artificial de aquíferos” e ainda, na sua componente experimental, o estudo, análise e proposta de medidas que visam a melhoria da qualidade da água subterrânea através de aplicação de metodologias de recarga artificial. O caso de estudo de aplicação prática é o sistema aquífero da Campina de Faro.

1.2 Enquadramento da Tese

Este trabalho realizou-se no âmbito do desenvolvimento de dois Projectos de Investigação no Núcleo de Água subterrâneas (NAS) do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), que contribuíram de forma significativa para o enriquecimento do seu conteúdo científico e execução da sua componente experimental, nomeadamente:

- Projecto Comunitário do 6º Programa-Quadro de Investigação, Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração “Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management - GABARDINE” (*Specific Targeted Research or Innovation Project*, Proc. 0607/17/15488; EU Contract Number 518118);

- Projecto PIP “Recarga Artificial de Aquíferos” do Plano de Investigação Programada do LNEC, para o quadriénio 2005-2008 (Proc. 0607/11/16252).

O Projecto Gabardine, que se iniciou no LNEC em Novembro de 2005 e termina em meados de 2009, é coordenado pela Universidade de Gottingen (GZG) (Alemanha) e conta também com parceiros das seguintes instituições: *Aristotle University of Thessaloniki* (AUTH-Grécia), *Environmental & Water Resources Engineering Ltd.* (EWRE-Israel), *Thessaloniki Water Supply and Sewerage CO.S.A.* (EYATH-Grécia), *GeoHidroConsult S.R.L.* (GHC-Roméia), *Palestinim Hydrology Group for Water and Enviromental Resources Development* (PHG-Palestina), *Université de Liège Hydrogeology & Environmental Geology* (ULG-Bélgica), *The University of Nottingham* (UNOT-Inglaterra), *Technical University of Catalonia* (UPC-Espanha), *Geological & Geophysical Consultants* (GEOS-Grécia), *Technion Israel Institute of Technology* (IIT-Israel), *Israel Hydrologic Service* (HIS-Israel) e *Palestinian Water Authority* (PWA-Palestina).

Os principais objectivos do projecto GABARDINE são os seguintes (cf. <http://www.gabardine-fp6.org/> e http://www.lnec.pt/organizacao/dha/organization/dha/nas/estudos_id/gabardine): (1) Identificar fontes alternativas de água e investigar a viabilidade económica e ambiental da sua utilização em zonas semi-áridas, no contexto de uma gestão integrada dos recursos hídricos; (2) Investigar os aquíferos como principal meio destinado ao armazenamento sazonal e a longo prazo destas fontes alternativas de água; (3) Melhorar o conhecimento sobre as formas de introdução destas fontes de água no aquífero, nomeadamente através da recarga artificial, incluindo ainda a monitorização da qualidade da água e a purificação através de processos naturais de atenuação e filtração; (4) Avaliar e quantificar o potencial impacto de factores de alteração, tais como, as alterações climáticas, alterações na qualidade da água, intrusão salina, etc. na qualidade e uso global do recurso através do desenvolvimento de ferramentas de mapeamento e avaliação do risco, de modelação e de monitorização, e propor medidas de prevenção ou de minimização, e de mitigação do seu impacto. As fontes alternativas de água são, *e.g.*, o volume excedente resultante do escoamento superficial gerado durante eventos de precipitação intensos, as águas residuais tratadas, o volume excedente de água dessalinizada em períodos de maior disponibilidade ou de menor necessidade e a exploração de massas de água salgada que poderão ser usadas para rega de determinadas culturas.

Este Projecto foi estruturado em oito *Work-Packages* (WP), sendo os mais relevantes os seguintes: a) Precipitação, recarga de aquíferos e balanço hídrico (WP2); b) Fontes alternativas de água e recarga artificial (métodos de investigação, tecnologias, operações de gestão e de utilização) (WP3); c) Metodologias auxiliares (modelos, calibração, análise de sensibilidade, vulnerabilidade) (WP4); d) Casos de estudo (WP5); e) Integração (Sistema de Suporte à Decisão e Gestão) (WP6); f) Aspectos socio-económicos (WP7) e g) Disseminação (WP8). Cinco casos de estudo foram seleccionados para experiências reais de sistemas de recarga artificial de aquíferos: o Llobregat Valley (Espanha), o sistema aquífero da Campina de Faro (Portugal), a Baía de Thessaloniki (Grécia) e o aquífero costeiro da Faixa de Gaza (partilhado por Israel e Palestina). Estes casos de estudo enfrentam problemas diversos de abastecimento de água devido a sobre-exploração, intrusão salina ou poluição por más práticas agrícolas. O impacto esperado do Projecto nestes locais é claro, uma vez que se espera que sejam avaliados os

balanços e as necessidades de água, e serão sugeridas aos decisores as alternativas para colmatarem estes problemas hidrológicos. A recarga artificial recorrendo a fontes alternativas de água é a metodologia proposta como solução viável para a resolução ou minimização dos problemas de abastecimento de água que se verificam nestes locais (adaptado da Proposta do Projecto Gabardine http://www.lnec.pt/organizacao/dha/organization/dha/nas/estudos_id/gabardine).

Do conjunto dos *Work-packages* referidos, é no WP5 relativo aos casos de estudo que o LNEC concentra a sua actividade de coordenação. No entanto, também foram desenvolvidas e continuam a ser desenvolvidas tarefas específicas, essencialmente nos WP2, WP3, WP4 e WP6. Relativamente ao caso de estudo de Portugal, concretamente a Campina de Faro, na região Algarvia, o principal objectivo do Projecto e desta Tese consiste na optimização da reabilitação da qualidade das águas subterrâneas no aquífero superficial, através da implementação de metodologias de recarga artificial, e o recurso a fontes de água alternativas, minimizando os efeitos de poluição difusa causados pela utilização intensa de práticas agrícolas pouco adequadas. Uma das fontes de água alternativas propostas, foi a utilização de águas de escoamento superficial de melhor qualidade, geradas durante eventos de precipitação mais intensivos e a sua infiltração no aquífero superficial. O principal objectivo do estudo foi concretizado numa área onde os problemas de poluição agrícola são bem conhecidos; declarada desde 2004 como uma Zona Vulnerável aos Nitratos (Portaria nº 1100/2004) através da implementação dos requisitos citados na Directiva dos Nitratos. Este facto, ao que se acrescenta o “bom estado de qualidade” das águas referido pela DQA e Lei da Água, constituem as motivações que serviram de base à implementação de infra-estruturas destinadas à melhoria da qualidade da água subterrânea numa secção deste aquífero, permitindo por outro lado, aumentar a sua disponibilidade na região Algarvia.

A Dissertação que aqui se apresenta teve como base de conhecimento científico o Projecto Gabardine. Este conhecimento foi imprescindível para a realização do trabalho apresentado em todos os Capítulos, mas em especial nos Capítulos 3, 4, e 5, para os quais contribuíram os resultados que têm sido publicados no âmbito do desenvolvimento de vários *Deliverables* do Projecto e dos quais destaco os seguintes:

- *Deliverable* D51: “Test Sites and their characteristics” (Lobo Ferreira *et al.*, 2006a)
- *Deliverable* D31: “Identify potential alternative sources of water for each Test Site” (Lobo Ferreira *et al.*, 2006b)
- *Deliverable* D52: “GIS platforms for each Test Site. Algarve Test Site – Draft” (Wojda e Oliveira, 2007)
- *Deliverable* D24: “Current necessities for artificial recharge in the Test Sites” (Sánchez-Vila *et al.*, 2007)
- *Deliverable* D54: “Results of the field investigations” (Dimitriadis *et al.*, 2007)

1.3 Objectivos

A investigação realizada nesta Tese teve como suporte e apoio científico a actividade realizada pelo NAS/LNEC para o Projecto Gabardine. O objectivo da investigação efectuada, em sintonia e de forma paralela com o referido Projecto, consistiu por um lado, no aprofundar dos conhecimentos relativamente às metodologias de recarga artificial de aquíferos, e por outro, na investigação sobre a possibilidade deste tipo de

técnica poder ser aplicada com sucesso e de forma economicamente viável, com a finalidade de contribuir para a recuperação da qualidade de um aquífero afectado por poluição difusa. O caso de estudo seleccionado para o desenvolvimento da investigação foi a parte central do já referido sistema aquífero da Campina de Faro. São bem conhecidos os problemas de qualidade da água subterrânea existentes no local em estudo, tendo assim desde 2004, esta zona integrado a Zona Vulnerável de Faro relativamente à concentração de nitratos. Outra das motivações que serviu de base para este estudo relacionou-se ainda com a obrigatoriedade imposta pela aplicação da DQA e da Lei da Água, de poder ser alcançado o “bom estado qualitativo e quantitativo de todas as massas poluídas”, num determinado horizonte temporal.

Deste modo, procurou-se inicialmente conhecer o problema que afecta esta região, em termos de qualidade das águas subterrâneas e as causas que o provocam, mais precisamente a actividade agrícola intensiva implementada nas últimas décadas. Os diferentes tipos de composição das águas subterrâneas resultam de diferentes processos hidrogeológicos, quer de origem natural quer de origem antropogénica, relacionada essencialmente com as práticas agrícolas, como a utilização excessiva de fertilizantes, acima da capacidade de absorção por parte das raízes das plantas. Em seguida procurou-se actualizar o estado actual dos conhecimentos, em termos qualitativos e quantitativos das águas subterrâneas, através da realização de campanhas de monitorização e amostragem. Para aprofundar o conhecimento geológico e hidrogeológico do local foram realizados estudos específicos, que incluíram a aplicação de métodos geofísicos, a realização de ensaios de traçador e, posteriormente, foram aplicadas *in situ* várias metodologias de recarga artificial do aquífero e analisadas as suas respostas. Parte da informação então adquirida foi incorporada num modelo de escoamento subterrâneo e de transporte de massa que possibilitou modelar a resposta do aquífero, em tempo real, implementando diferentes cenários possíveis e formas possíveis de realizar a sua recarga artificial. Tendo em conta que as respostas podem ser tão diversificadas quanto o número de cenários que se pretendam estudar, a escolha da decisão mais adequada ou as mais adequadas, sob determinados pontos de vista, pode ser auxiliada com o recurso à aplicação de Sistemas de Apoio à Decisão e análise multi-critério que incorporam um vasto leque de questões ambientais e económicas às quais terá que ser dada uma resposta.

1.4 Estrutura da Tese

A estrutura principal da Tese encontra-se dividida em duas partes, a primeira de enquadramento geral do tema de investigação, e a segunda totalmente dedicada ao caso de estudo e aos vários aspectos particulares que o caracterizam, focando a implementação, modelação e decisão sobre a recarga artificial do sistema aquífero da Campina de Faro. A organização da Tese faz-se da seguinte forma:

No **Capítulo 2** é realizada uma revisão do estado da arte sobre a recarga artificial de aquíferos. São referidos aspectos relacionados com outras designações para a recarga de aquíferos, para depois se passar para uma descrição dos principais sistemas de recarga artificial geralmente descritos na literatura e aplicados em situações reais. São relatadas algumas questões pertinentes, sobre os vários elementos que devem ser analisados quando se define um projecto de recarga artificial. São ainda analisadas diversas experiências de recarga artificial implementadas em alguns países Europeus, nos EU da

América ou em Israel. São também mencionados os principais projectos de investigação, com algum significado, em que o tema da recarga artificial de aquíferos é investigado e questões relacionadas com a sua disseminação a nível internacional. Para finalizar, incluem-se os aspectos legislativos sobre o tema e outros temas paralelos, com interesse para o desenvolvimento do estudo.

O **Capítulo 3** é dedicado à caracterização geral da área seleccionada como caso de estudo para a implementação prática e teórica da recarga artificial, contendo: a caracterização climatológica, morfológica, geológica, hidrogeológica e tectónica; a inventariação de informação geológica e hidrogeológica; os aspectos ligados com a sua definição como zona vulnerável; o funcionamento hidráulico do aquífero e os parâmetros hidráulicos que o caracterizam referenciados na literatura; a quantificação das extracções, da recarga do aquífero e do balanço hídrico; a caracterização em termos de piezometria e qualidade da água, com base na informação disponível na rede de monitorização do SNIRH; a análise da evolução do escoamento superficial e da vulnerabilidade das águas subterrâneas. Para a realização deste Capítulo foi essencial a investigação que deu origem ao trabalho publicado nos *Deliverables* D51 e D31 do Projecto Gabardine (Lobo Ferreira *et al.*, 2006a e Lobo Ferreira *et al.* 2006b).

No **Capítulo 4** são tratados os aspectos relacionados com um conjunto de novos estudos específicos e determinações que foram realizados no âmbito do Projecto Gabardine, com a finalidade de melhorar o conhecimento actual sobre o sistema aquífero da Campina de Faro. Esta caracterização visou a abordagem da estrutura geológica do aquífero superficial e do aquífero subjacente do Miocénico, com base na análise de colunas litológicas de sondagens e sondagens eléctricas verticais. A caracterização do escoamento subterrâneo e a caracterização hidrogeoquímica do aquífero superficial e profundo foram completadas com quatro campanhas de monitorização. Os estudos de caracterização do aquífero superficial incluíram a aplicação de métodos geofísicos, que visaram a selecção de locais adequados à implementação de sistemas de recarga artificial de pequena dimensão, destinados à melhoria da qualidade do aquífero superficial da Campina de Faro. Para a realização deste Capítulo contribui uma parte do trabalho publicado no *Deliverable* D24 do Projecto Gabardine (Sánchez-Vila *et al.*, 2007).

O **Capítulo 5** é dedicado à descrição dos ensaios de recarga artificial realizados na Campina de Faro, no decorrer do segundo ano do Projecto Gabardine e análise dos resultados obtidos, que constam igualmente do *Deliverable* D54 (Dimitriadis *et al.*, 2007). O principal objectivo destes ensaios foi avaliar o desempenho de diferentes metodologias de recarga artificial do aquífero superficial, em termos de taxas de infiltração, avaliar os efeitos da sua aplicação em termos de qualidade da água subterrânea recorrendo a fontes de água alternativas, como o escoamento superficial, e determinar parâmetros hidráulicos do aquífero, designadamente permeabilidades e velocidades de escoamento do meio subterrâneo.

O **Capítulo 6** é integralmente dedicado à modelação matemática do escoamento subterrâneo e do transporte de nitratos no sistema aquífero da Campina de Faro, recorrendo ao modelo de elementos finitos FEFLOW (Diersch, 1998). Incorporou a informação obtida nos Capítulos anteriores, visando obter uma perspectiva do desempenho integrado destas metodologias de recarga, numa escala maior, em termos

qualitativos e quantitativos das águas subterrâneas, na zona central da Campina de Faro, referida nos Capítulos iniciais como a zona onde a poluição causada pelas práticas agrícolas se concentra. Finaliza-se este Capítulo com uma abordagem aos Sistemas de Apoio à Decisão. A decisão a tomar pode ser realizada com o auxílio de um modelo de decisão (*Decision Lab 2000*) e aplicação de uma análise multicritério, em função de diferentes cenários de recarga artificial e critérios ambientais e económicos seleccionados, visando a maximização da melhoria da qualidade da água e a minimização dos custos totais.

O **Capítulo 7** faz uma síntese do trabalho de investigação desenvolvido nesta Tese, em sintonia e tirando partido da componente científica produzida no âmbito do Projecto Gabardine, essencialmente no WP5, relativamente ao caso de estudo da Campina de Faro e no WP3. Resumem-se os principais resultados a que se chegou e referem-se sugestões de estudos futuros para o prosseguimento da investigação iniciada. Termina-se com algumas considerações finais, nomeadamente a sugestão de desenvolvimento de um "Projecto de Demonstração" no âmbito da recarga artificial de aquíferos, visando a sua implementação e estudo numa escala maior, e reforçando o contributo fundamental que esta técnica pode trazer em termos quantitativos e/ou qualitativos das águas subterrâneas.

CAPÍTULO 2

ESTADO DA ARTE E LEGISLAÇÃO SOBRE RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS

2 ESTADO DA ARTE E LEGISLAÇÃO SOBRE RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS

2.1 Introdução

O desenvolvimento sustentável, um dos temas do momento, frequentemente referido em diversas áreas do conhecimento, passa, no que respeita aos recursos hídricos subterrâneos, pela sua adequada gestão e protecção. A gestão sustentável do recurso “água”, um recurso natural tão importante e essencial à vida, constitui um tema muito actual cuja abordagem deve ser feita de uma forma integrada. A transposição da Directiva-Quadro da Água para a ordem jurídica nacional, através da Lei da Água, assim o comprova e constitui para Portugal um passo fundamental para a gestão e protecção dos recursos hídricos. Um dos objectivos da Lei da Água, que se aplica na componente das águas subterrâneas, aponta para a necessidade de “atingir o bom estado, para o que se deve, por um lado, assegurar a protecção, melhoria e recuperação de todas as massas de água subterrâneas, garantindo o equilíbrio entre as captações e as recargas dessas águas, e por outro lado, 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”. A recarga artificial de águas subterrâneas apresenta-se como uma metodologia cujo contributo é determinante para alcançar esses objectivos, em termos quantitativos e qualitativos. Deste modo, a inclusão do controlo da recarga artificial de águas subterrâneas no Programa de medidas da Lei da Água, assume-se como uma medida válida e indispensável, para o cumprimento dos objectivos ambientais, num determinado horizonte temporal mencionado na referida Lei, mais precisamente até 2015.

A recarga artificial de aquíferos permite o armazenamento no meio subterrâneo de excedentes hídricos, em períodos de maior disponibilidade, para utilização futura, em períodos de menor disponibilidade. O objectivo é aproveitar a capacidade natural que os aquíferos possuem para armazenar água, aumentando, por um lado, a disponibilidade da

água subterrânea, e/ou melhorando a sua qualidade no caso de um aquífero afectado por um determinado tipo de poluição antropogénica, como seja a poluição difusa, ou natural, como a intrusão salina em aquíferos costeiros.

A execução deste tipo de metodologia, com o objectivo de armazenar água no meio subterrâneo, encontra-se muito difundida em vários países, especialmente em zonas áridas e semi-áridas, onde os problemas de escassez de água se fazem sentir de forma mais pronunciada. Contudo, a recarga artificial também é utilizada com a intenção de melhoria da qualidade da água de recarga, devido ao papel depurador do solo, através da reutilização de águas residuais. Em Portugal apenas se tem conhecimento de dois casos relacionados com a recarga artificial de aquíferos. O primeiro refere-se a um estudo realizado para o sistema aquífero da Mexilhoeira Grande-Portimão, pelos Serviços Municipalizados de Portimão, referido por Rosa (1997, *in* Ferreira da Silva, 2003). No entanto, este estudo que incluía a utilização de água da ribeira da Torre e a sua introdução no aquífero por intermédio de furos não foi concretizado. Aproveitando esta ideia, Ferreira da Silva (2003) estudou o efeito que a recarga artificial teria nas quantidades máximas a extrair neste mesmo aquífero, mantendo o controlo da intrusão salina e definiu os locais de implantação dos furos de recarga, recorrendo às metodologias de optimização-simulação da intrusão salina. O segundo caso refere-se (*cf.* Malheiro, 2005) a várias operações de recarga directa que decorreram em alguns furos de abastecimento localizados no concelho de Mértola, que se encontravam secos. A água de recarga provinha do rio Guadiana e era sujeita a um tratamento prévio.

Neste Capítulo faz-se uma caracterização detalhada do estado da arte sobre a recarga artificial de aquíferos, abordando diversos aspectos, tais como: a definição de recarga artificial e de outras designações de recarga; os diferentes tipos de sistemas de recarga artificial; o planeamento de um projecto de recarga; a aplicação da recarga artificial em diversos países Europeus, nos EU da América ou em Israel; os principais projectos de investigação em curso ou já terminados; disseminação internacional; e aspectos legislativos sobre o tema e outros temas paralelos, com interesse para o desenvolvimento do estudo.

2.2 Definição de recarga artificial de aquíferos

Uma das técnicas de gestão e de protecção de aquíferos, frequentemente aplicada a nível internacional, consiste na **recarga artificial**, que se pode definir como a introdução de água de forma artificial para o interior de um aquífero, com o objectivo de aumentar a disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos e/ou de melhorar a sua qualidade. Um dos principais objectivos desta técnica consiste em contribuir para uma adequada gestão de um recurso hídrico subterrâneo, de forma o mais racional possível e de um modo economicamente viável. Todd (1959, *in* Weeks, 2002) define recarga artificial como o modo utilizado para aumentar a quantidade de água que se infiltra num reservatório subterrâneo.

A recarga artificial de aquíferos designa um conjunto de técnicas cujo objectivo consiste em introduzir, de forma directa ou induzida, água num aquífero de acordo com uma acção ou conjunto de acções planeadas. Consiste numa metodologia utilizada para a recarga planeada de aquíferos a partir de água de origem superficial ou subterrânea. Podem, no entanto, ser utilizadas outras origens de água, como é o caso de águas

residuais resultantes de estações de tratamento. As infra-estruturas utilizadas podem ser os furos de injeção, construídos ou não apenas para este efeito, ou uma diversidade de estruturas construídas ao nível do solo que têm com principal objectivo aumentar e facilitar a infiltração da água para o sistema aquífero. A recarga artificial pode igualmente ser utilizada como método de redução da carga poluente em águas residuais, devido ao papel depurador do solo. Em locais de escassez de águas subterrâneas esta utilização poderá ser especialmente importante em termos da recarga global do aquífero. A água de recarga introduzida no aquífero pode ficar armazenada e ser utilizada quando for necessário.

A recarga artificial de aquíferos pode ter diversas aplicações, entre as quais se destacam as seguintes (Díaz *et al.*, 2000, Bouwer, 2002, SEWRPC, 2006):

- Gestão do abastecimento de água para consumo de acordo com as variações sazonais na disponibilidade de água (SEWRPC, 2006).
- Armazenamento subterrâneo das águas de escorrência superficial não reguladas;
- Redução ou eliminação do rebaixamento da piezometria no aquífero;
- Redução nos custos de transporte, armazenamento e bombagem de água subterrânea;
- Acção sobre problemas de subsidência;
- Diminuição ou controlo de problemas de intrusão salina que afectam alguns aquíferos costeiros;
- Aproveitamento das propriedades depuradoras do solo e da zona não saturada do solo como forma de tratamento de águas potáveis ou residuais;
- Diluição do teor em nitratos, cloretos ou outros elementos químicos das águas subterrâneas de determinados aquíferos pela diluição com a água de recarga;
- Melhoria da qualidade da água através da remoção de sólidos suspensos pela filtração pelo solo;
- Protecção ambiental como a manutenção de zonas húmidas ou o controlo de zonas contaminadas no aquífero (SEWRPC, 2006);
- Cumprimento de determinadas obrigações legislativas (SEWRPC, 2006).

2.3 Armazenamento subterrâneo *versus* armazenamento superficial

Face a um crescimento populacional e conseqüentemente maiores necessidades de água, é possível recorrer à recarga artificial em determinado aquífero como um meio essencial que permite o armazenamento subterrâneo em alturas de maior disponibilidade de água para futura utilização. Tradicionalmente o armazenamento de água realiza-se através de albufeiras. Contudo, (*cf.* [Devine, 1995; Knoppers e Van Hulst, 1995; Pearce, 1992] *in* Bouwer, 2002) o armazenamento de água em albufeiras tem diversas desvantagens, *e.g.* perdas por evaporação (cerca de 2 m/ano em climas quentes e secos), acumulação de sedimentos, potencial falha da estrutura, aumento da ocorrência de algumas doenças e efeitos adversos em termos ecológicos, ambientais e sócio-culturais.

As vantagens em termos comparativos do armazenamento subterrâneo *versus* armazenamento de superfície são igualmente referidas em NNC (2002), e relacionam-se essencialmente com a diferença dos dois tipos de água armazenados: água superficial e água subterrânea, e o meio onde se armazenam. Segundo Bouwer (2002), o armazenamento subterrâneo via recarga artificial tem a vantagem de praticamente não ocorrer evaporação de água. Geralmente, os aspectos económicos e outros são

favoráveis à criação deste tipo de sistemas, pelo que se tem verificado o crescimento do seu uso em diversas partes do mundo.

Os aspectos relativos a este tema têm vindo a ser discutidos em diversas publicações das quais se destacam as publicadas nos simpósios realizados no âmbito do tema, nomeadamente nos *Proceedings of International Recharge Symposia* (realizados na Califórnia em 1988, na Florida em 1994, em Amesterdão em 1998, em Adelaide em 2002, em Berlim em 2005). O último seminário realizou-se em Phoenix, no Arizona, em 2007.

2.4 Designações para recarga de aquíferos

A recarga de aquíferos pode incluir outras designações, para além da recarga artificial de aquíferos, nomeadamente a recarga natural, a recarga facilitada, a recarga induzida e a recarga incidental. Em seguida descrevem-se sumariamente cada uma destas designações de recarga.

2.4.1 Recarga natural

A recarga natural traduz-se num volume de água introduzido no sub-solo sem a intervenção do homem e é uma variável do ciclo hidrológico.

No ciclo hidrológico, a água da precipitação pode cair directamente na superfície terrestre e infiltrar-se. A água que se infiltra no solo fica sujeita à evaporação, pode ser absorvida pelas plantas sendo posteriormente evapotranspirada, ou pode escoar em profundidade em direcção à zona saturada sub-superficial; esta última é a água de recarga. A recarga de águas subterrâneas define-se como a quantidade de água que é acrescentada à zona saturada de água subterrânea. Esta recarga vai provocar o aumento do armazenamento de água da zona saturada (Oliveira, 2004).

A recarga natural é responsável pela formação e manutenção dos recursos hídricos subterrâneos e resulta da diferença entre as entradas de água para o meio subterrâneo (precipitação, infiltração a partir dos rios, lagos e outros corpos hídricos superficiais) e as saídas de água do meio subterrâneo (evapotranspiração, extracções e escoamento superficial).

A recarga natural do aquífero varia em resposta aos efeitos climáticos sazonais e de longo prazo. A resposta de um aquífero a uma mudança na taxa de recarga traduz-se por um aumento ou diminuição no gradiente hidráulico através de uma mudança nos níveis piezométricos, o que por sua vez se traduz numa alteração do armazenamento subterrâneo (NNC, 2002).

2.4.2 Recarga facilitada

A contribuição da água que se infiltra no solo para a recarga efectiva do aquífero depende fundamentalmente da quantidade de água retida e da evapotranspiração. Uma capacidade elevada de retenção de água na zona de raízes das plantas significa que parte da água infiltrada pode perder-se por evapotranspiração. Este processo é dominante especialmente sob condições semi-áridas onde o potencial de

evapotranspiração excede a precipitação a nível de variação sazonal. Assim sendo, um solo arenoso com uma capacidade elevada de infiltração pode impedir fortemente a recarga, enquanto que um solo fracturado e carsificado pode apresentar taxas de recarga muito elevadas sob as mesmas condições climáticas. Isto porque a percolação da água no segundo caso não permite que se perca por evapotranspiração devido à sua rápida infiltração e ao pouco desenvolvido sistema de raízes (NNC, 2002).

A recarga facilitada consiste essencialmente em melhorar a capacidade de infiltração do solo através da implementação de algumas acções como por exemplo (cf. NNC, 2002): (1) reduzir a evapotranspiração por parte das plantas através da substituição da vegetação com raízes mais profundas por vegetação com raízes mais superficiais; (2) mudar para plantas que interceptem menos precipitação com a sua folhagem, aumentando deste modo a quantidade de água que chega ao solo, (3) adoptar medidas de acumulação de água em depressões e da sua conservação no solo, (4) remover o material argiloso que se deposita na superfície do solo e, (5) rebaixar o nível piezométrico pela extracção do aquífero mais superficial.

Este tipo de recarga necessita quer de espaço para o armazenamento subterrâneo quer de capacidade de infiltração por parte do solo. A variação sazonal do nível piezométrico no aquífero determina o espaço disponível no aquífero para o armazenamento subterrâneo, em condições naturais. Em condições de extracção do aquífero este espaço disponível para o armazenamento aumenta.

2.4.3 Recarga induzida

A recarga induzida é realizada através da execução de furos, relativamente perto de cursos de água, permitindo que uma maior quantidade de água proveniente do rio recarregue o aquífero subjacente, à medida que se provoca o rebaixamento no aquífero através destes furos.

O principal objectivo dos sistemas de recarga induzida, também designados por barreiras de infiltração é a obtenção de um pré-tratamento da água do rio à medida que esta se infiltra, antes de ser extraída para o abastecimento público. Este tipo de recarga é muitas vezes utilizada quando a água do rio se encontra poluída ou quando se opta pelo abastecimento a partir de águas subterrâneas (Kühn, 1999 *in* Bouwer, 2002).

2.4.4 Recarga incidental

A recarga incidental é uma consequência de determinadas actividades humanas que não se destinam à recarga artificial de aquíferos. Estas actividades incluem a disposição de efluentes em fossas sépticas não impermeabilizadas, a drenagem ou percolação em profundidade a partir de campos irrigados, o escoamento superficial gerado em zonas urbanas durante episódios de precipitação, etc.; também se incluem os aspectos não planeados de determinadas actividades, como as rupturas no sistema de abastecimento de água e no sistema de esgotos.

Segundo Bouwer *et al.* (1999a) e Bouwer (2000b, *in* Bouwer, 2002), a drenagem de água de irrigação em zonas de cultivo é necessária para prevenir a acumulação de sais na zona das raízes. Em climas secos a drenagem é conseguida através da aplicação de

um volume de água de irrigação maior do que o necessário para utilização pelas culturas. Uma vez que os sais e outros químicos na água de irrigação são lixiviados para fora da zona das raízes diluídos numa quantidade de água inferior, comparativamente com o volume de água de irrigação aplicada, o conteúdo de sais nas águas de lixiviação é muito superior do que na própria água de irrigação. Esta condição, assim como a presença de químicos provenientes da agricultura degradam a qualidade das águas subterrâneas nos aquíferos subjacentes e considera-se como uma forma de recarga incidental.

Os problemas sobre a qualidade da água subterrânea são uma preocupação maior quando a irrigação de zonas de cultivo é realizada com águas residuais urbanas. Nestes casos, detecta-se a presença de água de pior qualidade, com concentrações de cloretos elevadas de 800 a 1000 mg/L. A maior parte dos restantes poluentes, como carbono orgânico, nutrientes, metais pesados e substâncias patogénicas, presentes nas águas residuais são removidos ou reduzidos no sistema de distribuição ou na zona superficial do solo (Chilton *et al.*, 1998 *in* Gale e Dillon, 2005).

Outra forma de recarga incidental pode ocorrer em zonas urbanas, onde parte significativa do solo se encontra coberto por diversas superfícies impermeáveis, como estradas, passeios, telhados de edifícios, etc., que geram um volume maior de escoamento superficial e que possuem uma menor capacidade de evaporação comparativamente com as superfícies naturais.

2.5 Sistemas de Recarga Artificial

2.5.1 Introdução

Existe uma grande variedade de métodos de recarga artificial de aquíferos que têm sido aplicados e experimentados em diversos locais do mundo, alguns dos quais têm vindo a ser aplicados durante séculos. Diversos autores referem um conjunto de sistemas de recarga mais utilizados, mas podem existir algumas variantes relativamente ao modo de construção e operação. A literatura disponível sobre este tema é vasta, destacando-se as seguintes publicações: Bouwer (2002), Diaz *et al.*, (2000), ASCE (2001), Gale *et al.* (2002), Gale e Dillon (2005), que fornecem excelentes resumos de diversos métodos de recarga artificial.

De um modo geral, as metodologias que podem ser utilizadas dependem essencialmente se a recarga que se pretende efectuar poder ser directa, por infiltração no solo (mais adequadas no caso de aquífero freáticos) ou se terá que ser indirecta, por intermédio de furos que atingem o aquífero a recarregar (mais adequadas no caso de aquíferos confinados, mais profundos).

Os métodos de recarga artificial podem dividir-se em superficiais ou profundos. Os métodos de recarga à superfície consistem essencialmente em permitir a infiltração da água através de uma extensa superfície de contacto entre a água e o solo. São normalmente utilizados em aquíferos freáticos, que não possuem níveis de baixa permeabilidade, à superfície ou na zona não saturada do solo. Os métodos de recarga em profundidade consistem na introdução de água no aquífero por intermédio de furos ou poços. Normalmente são utilizados no caso de formações constituídas por alternância de níveis permeáveis com níveis impermeáveis (aquíferos confinados) (Díaz *et al.*, 2000).

Em seguida apresenta-se uma breve referência aos diversos sistemas de recarga artificial de aquíferos propostos por alguns autores, detalhando-se cada um dos métodos referidos na Secção seguinte, no que refere ao seu modo de construção, operação e manutenção.

De acordo com Díaz *et al.* (2000), os métodos utilizados para as operações de recarga dividem-se em métodos de recarga à superfície e métodos de recarga em profundidade. Os métodos de recarga à superfície podem ser aplicados ou não no leito dos rios. Os primeiros incluem as represas, as sarjas e os canais permeáveis; os segundos incluem as balsas, as valas, os canais e os terrenos extensos. Os métodos de recarga em profundidade incluem os furos de injeção, as grandes cavidades profundas no solo, os drenos e galerias e as valas e sondagens.

Gale *et al.* (2002) refere que a recarga artificial de aquíferos pode realizar-se, em termos gerais, do seguinte modo: (1) à superfície do solo facilitando a infiltração da água através de bacias, canais, valas, etc, (2) na zona não saturada do solo colocando a água de recarga em valas de infiltração, poços ou furos, ou (3) directamente no aquífero recorrendo à injeção da água de recarga. Estes sistemas de recarga podem agrupar-se nas seguintes categorias: (1) Métodos de alagamento à superfície; (2) Poços e furos abertos; (3) Furos e sondagens; (4) Barreira de infiltração; (5) Represas de armazenamento de areia; (6) Recolha de água da chuva em telhados.

Gale e Dillon (2005) dividem os métodos de recarga artificial em: (1) Métodos de espalhamento (bacias de infiltração, *Soil Aquifer Treatment* (SAT), inundações controladas, recarga incidental por irrigação); (2) Métodos que provocam modificações no leito de rios (bacias de percolação a jusante de açudes de controlo, represas de armazenamento de areia, açudes sub-superficiais, açudes permeáveis); (3) Furos de injeção, furos de injeção e recuperação (*Aquifer Storage and Recovery* - ASR) e poços; (4) Barreira de infiltração (*Induced bank infiltration e interdune-filtration*); (5) Recolha de água da chuva (*rainwater harvesting*).

SEWRPC (2006) classifica os métodos de recarga artificial de aquíferos em: (1) Infiltração superficial por intermédio de bacias de infiltração; (2) Infiltração sub-superficial por intermédio de furos ou valas na zona não saturada do solo; (3) Injeção directa por intermédio de furos de injeção, que também podem ser de recuperação; (4) Recarga facilitada através de alterações na superfície do solo que aumentam a recarga nas zona naturais; (5) Infiltração *riverbank* que inclui recarga induzida, que utiliza campos de furos na proximidade de cursos de água os quais induzem a recarga do escoamento superficial para o aquífero; (6) *Water banking* no qual um aquífero é recarregado através de um dos métodos anteriores para recuperação futura.

Bouwer (2002) refere, de forma simplificada, apenas quatro tipo de sistemas de recarga artificial: (1) infiltração superficial; (2) infiltração na zona não saturada; (3) furos; (4) sistemas de recarga combinados.

Kumar e Fall (1997) subdividem os métodos de recarga artificial de aquíferos em métodos directos e métodos indirectos. Os métodos de recarga directa incluem: bacias de alagamento, poços e depressões de recarga, valas e furos de recarga. Os métodos de recarga indirecta incluem a infiltração induzida em leito de rios e furos conjuntivos.

Segundo UNEP (1998) os métodos de recarga podem classificar-se nas seguintes quatro categorias (Oaksford, 1985 *in* UNEP, 1998): técnicas directas de recarga à superfície, técnicas directas de recarga em profundidade, combinação de métodos à superfície e em profundidade e técnicas de recarga indirectas.

Cada local onde se pretende instalar um sistema de recarga artificial deve ser analisado em detalhe no sentido de determinar qual a metodologia mais correcta a aplicar e economicamente viável para o objectivo proposto.

2.5.2 Descrição dos principais sistemas de recarga artificial à superfície (*Surface infiltration methods*)

A recarga artificial à superfície aplica-se quando o aquífero freático que se pretende recarregar está próximo da superfície do solo. A infiltração é realizada através de um material permeável que aflora à superfície do solo, no qual se conseguem manter as taxas de infiltração (Gale e Dillon, 2005). São mais utilizados devido ao seu baixo custo de execução, manutenção e operação, e pela simplicidade do projecto. Contudo necessitam de locais onde existam solos permeáveis, uma profundidade ao nível da água suficiente, uma topografia apropriada, inexistência de níveis impermeáveis na zona não saturada e um aquífero com uma permeabilidade e extensão lateral suficientes para receber a água que se infiltra sem se gerar uma elevação da água no aquífero muito grande e que impeça a continuação da infiltração (SEWRPC, 2006). Segundo esta referência, os métodos de recarga à superfície do solo mais comuns incluem bacias de infiltração e de espalhamento, valas de infiltração, canais de rio, depressões fechadas e aplicações à superfície do solo (Figura 2.1).

Os métodos de recarga artificial à superfície implementados fora do leito dos rios descrevem-se em seguida, segundo a classificação de Díaz *et al.* (2000).

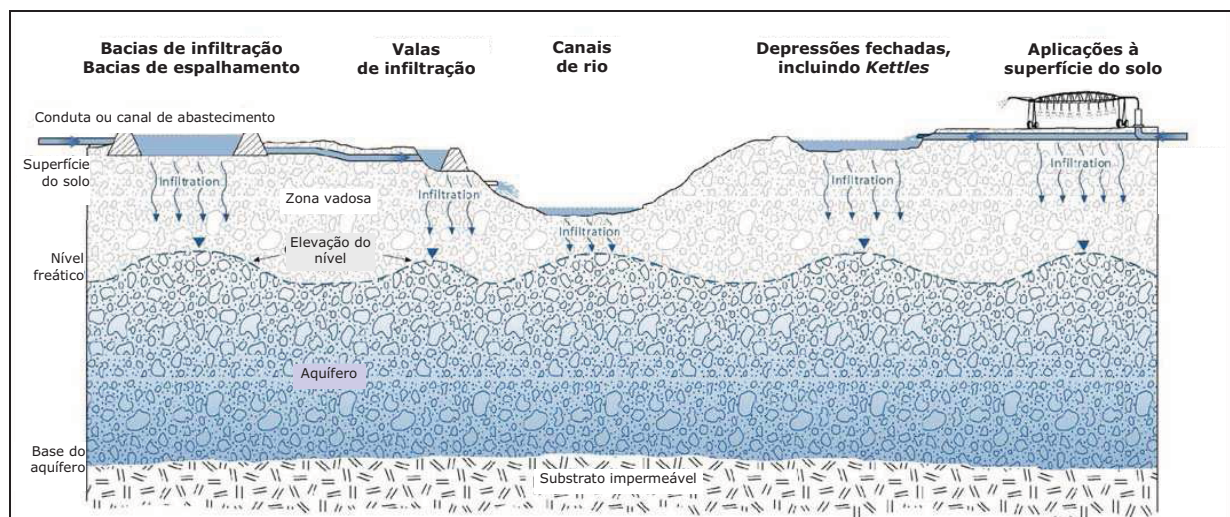


Figura 2.1 – Exemplos de métodos de recarga à superfície (Topper *et al.*, 2004 *in* SEWRPC, 2006).

2.5.2.1 Bacias de infiltração ou de recarga (*infiltration ponds e spreading basins*)

Este método necessita da descarga de água em bacias escavadas no solo para este efeito (Kumar e Fall, 1997) e do tempo necessário para que a infiltração se processe pela base

da estrutura até ao aquífero freático subjacente. Para que a recarga se proceda de forma eficaz devem verificar-se as seguintes condições: a disponibilidade de uma área de solo permeável; a presença de uma zona não saturada sem camadas impermeáveis; a presença de um aquífero freático; a ausência de zonas contaminadas na zona não saturada e no aquífero (Bouwer, 1996); a manutenção de um nível de água sob estes solos (Kumar e Fall, 1997). As bacias de infiltração podem estar escavadas no solo (Figura 2.2) ou à superfície do solo, rodeadas por uma barreira que retém a água de recarga (Gale e Dillon, 2005). As estruturas de menor dimensão são normalmente designadas de bacias de infiltração e as de maior dimensão de bacias de espalhamento (SEWRPC, 2006).

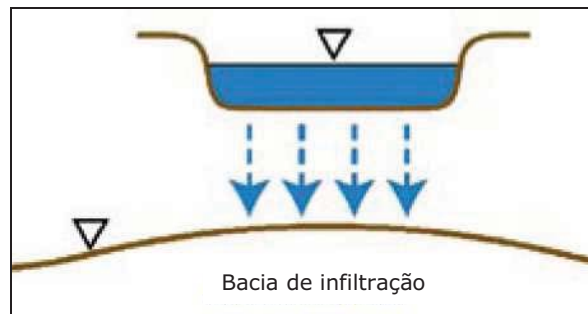


Figura 2.2 – Esquema simplificado de uma Bacia de infiltração (extraído de Gale e Dillon, 2005)

Quando se utiliza efluentes ou água com pouca qualidade estes sistemas estão projectados para funcionar como sistemas de recarga e de recuperação e, nestes casos, deve seleccionar-se uma combinação adequada de pré-tratamento, tratamento de interacção solo/aquífero e pós-tratamento da água (Bouwer, 1996).

Quando se procede à descarga directa no solo a quantidade de água que se infiltra no aquífero depende de três factores: a taxa de infiltração, a taxa de percolação e a capacidade para fluxo horizontal (movimento) da água. Num aquífero homogéneo, a taxa de infiltração é igual à taxa de percolação (Kumar e Fall, 1997).

Nos casos em que existe uma fonte de água de boa qualidade e quando as operações de infiltração podem ser realizadas durante todo o ano, então uma taxa de infiltração de cerca de 30 m/ano (0,08 m/dia) pode ser obtida para solos de textura fina, como margas arenosas, 100 m/ano (0,27 m/dia) para solos margosos, 300 m/ano (0,82 m/dia) para areias limpas médias e 500 m/ano (1,37/dia) para areias grosseiras limpas (Bouwer, 2002). As taxas da evaporação da água em superfícies abertas são aproximadamente de 0,4 m/ano para climas frios e húmidos a 2,4 m/ano para climas quentes e secos. Quando a fonte de água proveniente do fluxo sazonal é esporádica e contem uma carga elevada de sólidos suspensos torna-se necessário um controlo da estrutura de recarga muito eficiente, de modo a manter as taxas de infiltração e reduzir para um valor mínimo as taxas de evaporação (Gale *et al.*, 2002, Gale e Dillon, 2005).

Para evitar a impermeabilização ou colmatção do fundo da bacia a concentração de sólidos suspensos na água de recarga deverá ser suficientemente baixa, de modo a evitar as operações de limpeza frequentes das bacias ou mesmo o seu encerramento (Bouwer, 1996). As partículas em suspensão ou em solução transportadas pela água de recarga depositam-se no fundo da bacia colmatando os poros do material mais superficial da bacia. Este problema também pode ocorrer devido ao crescimento de algas ou pela

actividade microbiológica (Kumar e Fall, 1997), que provoca o aumento do pH e consequentemente a precipitação de carbonato de cálcio na água de recarga (Bouwer e Rice, 1989, *in* Massmann, 2003). Se o material do aquífero é fino então rapidamente se verifica a sua colmatação. Neste caso, deve cobrir-se o fundo e as margens da bacia com uma camada fina de areia de calibre médio, com 0,5 m de espessura, que retarda este processo e prolonga o período de recarga do sistema (Huisman e Olsthoorn, 1983 *in* Gale *et al.*, 2002; Gale e Dillon, 2005). Esta mesma técnica deve ser utilizada também no caso de aquíferos fissurados para prevenir a penetração profunda de sólidos suspensos e impurezas, do que resultaria a colmatação irreversível do sistema. A profundidade da bacia deve ser pouco elevada de modo permitir uma rápida drenagem nos casos em que é necessário a sua limpeza recorrendo à secagem e raspagem do material depositado. Por outro lado, a profundidade da bacia deve ser suficientemente elevada para prevenir os efeitos dos raios de sol, do que resultaria no crescimento de raízes aquáticas e consequentemente na resistência ao fluxo lateral da água (Gale *et al.*, 2002).

Para se ultrapassar o problema da colmatação dos materiais do fundo da bacia devem-se considerar as seguintes acções a desenvolver (*cf.* Gale *et al.*, 2002): (a) aumentar o nível da água na bacia; (b) aplicar um sistema rotativo de descarga de água, secagem e subsequente raspagem do material depositado no fundo (a secagem elimina o crescimento microbiológico e este fenómeno juntamente com a raspagem do fundo da bacia reabre os poros do solo); (c) aplicar um tratamento mecânico da água de recarga que consiste numa sedimentação primária, para remoção dos sólidos suspensos (a eficiência da deposição pode ser aumentada se adicionar um desfloculante químico); (d) adicionar cloro à água de recarga para prevenir a actividade microbiológica; (e) aplicar um tratamento mecânico do solo para aumentar a sua permeabilidade; (f) revestir a bacia com um nível de areia de calibre médio que funcionará como um filtro para remover os sólidos suspensos.

2.5.2.2 Represas perenes

As represas perenes ou semi-perenes têm grandes profundidades e colectam grandes quantidades de água, podendo ser utilizadas, quer como fonte de água para irrigação directa, quer como sistemas de recarga. A deposição de silte durante sucessivos períodos de descarga de água conduz a uma redução da eficiência da estrutura de recarga. O nível piezométrico resultante da acumulação de vários metros de água vai forçar os sedimentos finos a depositarem-se na superfície da bacia e vai compactar os sedimentos, reduzindo assim a eficácia deste sistema. A taxa de evaporação é elevada uma vez que se trata de uma estrutura aberta (Gale *et al.*, 2002). Todos estes factores devem ser analisados e, se possível, quantificados de modo a assegurar que possam funcionar quer como estruturas de recarga quer como estruturas de armazenamento de água.

2.5.2.3 Valas, canais e balsas de infiltração (*infiltration ditches or canals*)

Uma vala pode descrever-se como uma trincheira longa e estreita, sendo a sua largura inferior à sua profundidade. Um sistema de valas pode ser projectado para se adaptar à topografia e às condições geológicas existentes em determinado local (O'Hare *et al.*, 1986 *in* Kumar e Fall, 1997). São também sistemas alternativos quando não existe disponibilidade de terreno suficiente para a construção de bacias de infiltração (SEWRPC, 2006). Díaz *et al.* (2000) designam por valas os sistemas extensos com uma

determinada largura e pouco profundos, nos quais as superfícies laterais são mais importantes do que o fundo, realizando-se a infiltração preferencialmente pelos flancos da estrutura. Este autor dá o nome de balsas a sistemas idênticos às valas, só que nestes a infiltração faz-se essencialmente pelo fundo da estrutura. Refere ainda os canais que normalmente são pouco profundos e que acompanham a topografia do terreno, nos quais a infiltração pode ocorrer tanto nos flancos da estrutura como no fundo. Segundo Gale *et al.* (2002), as valas são sistemas compostos por uma série de valas achatadas e pouco distanciadas, de modo a obter uma maior área de infiltração. Existem normalmente formas diferentes para este tipo de sistema, mas o mais comum consiste num canal principal que se ramifica em canais mais pequenos, com uma vala de recolha no fim do sistema, destinada a conduzir a água em excesso novamente para o canal principal. Os gradientes do canal principal devem ser suficientes para transportar o material em suspensão rapidamente, de modo a evitar a colmatação do sistema (Gale *et al.*, 2002).

2.5.2.4 Sistemas de recarga por alagamento (*Controlled flooding*)

Em locais onde a topografia é relativamente plana, a água pode ser desviada a partir de um rio recorrendo a canais e descarregada eventualmente numa zona com uma área maior. Forma-se uma fina camada de água sobre a superfície do solo com uma velocidade mínima de escoamento e sem muita perturbação da cobertura do solo (Gale e Dillon, 2005). As taxas de infiltração maiores são observadas em áreas com vegetação e solo não perturbados (Todd, 1959 *in* Gale *et al.*, 2002 e 2005). De modo a evitar inundações toda a planície deve ser cercada por valas. Uma vez que a preparação do terreno para este tipo de sistema é mínima, os sistemas de alagamento são menos dispendiosos do que outros sistemas. No entanto, é necessária uma grande área de terreno para o desenvolvimento destas operações de recarga (Gale *et al.*, 2002 e 2005). Por outro lado, uma importante carga de sedimentos pode ser transportada pela água e depositar-se na superfície do solo, afectando as taxas de infiltração. As áreas agrícolas poderão beneficiar destes volumes de sedimentos depositados (Esfandiari-Baiat e Rahbar, 2004 *in* Gale e Dillon, 2005).

2.5.2.5 Sistemas de recarga por irrigação

Os esquemas de irrigação são frequentemente uma forma de recarga não intencional de aquíferos, *e.g.* em zonas áridas e semi-áridas onde a percolação profunda se baseia essencialmente na lixiviação de sais a partir da zona das raízes das plantas (Gale *et al.*, 2002). Díaz *et al.* (2000) designa por “terrenos extensos” um tipo de sistema de recarga idêntico que consiste na descarga de água numa grande superfície do terreno, geralmente através da aplicação de rega com caudais elevados. Neste tipo de recarga não existem custos adicionais para a preparação do terreno uma vez que já está instalado no local um sistema de distribuição da água. Normalmente a irrigação desenvolve-se em zonas planas onde o nível da água se encontra pouco profundo, o que implica um volume pequeno disponível para o armazenamento de água no aquífero. A qualidade da água em locais de irrigação deve ser analisada frequentemente uma vez que pode ter concentrações elevadas de sais e produtos químicos residuais resultantes da actividade agrícola (Gale *et al.*, 2002).

2.5.2.6 Reutilização de águas residuais tratadas (*Soil Aquifer Treatment - SAT*)

A reutilização de águas residuais tratadas provenientes de estações de tratamento para a infiltração através do solo, beneficiando das suas propriedades depuradoras da qualidade da água, tem vindo a tornar-se uma fonte e uma forma de recarga de aquíferos a considerar.

Os estudos nesta área têm vindo a aumentar nas últimas décadas, especialmente nos EUA, em Phoenix (Arizona) (Bouwer, 2002) incidindo sobre os processos bio-geoquímicos, hidráulicos e operacionais envolvidos na recarga de águas residuais e a sua recuperação para abastecimento, após beneficiar do tratamento natural pela passagem pelo solo, a que se dá o nome de *Soil Aquifer Treatment* (SAT) (Figura 2.3). A inclusão deste ciclo no processo de reutilização têm vantagens, tais como: (1) armazenamento subterrâneo como forma de atenuar a variabilidade entre a procura e a oferta de água; (2) melhorar a qualidade da água de recarga; (3) factores económicos positivos; (4) melhorar a aceitação pelos consumidores sobre o reuso da água (Bouwer, 2002).

Normalmente as águas residuais recarregadas através de bacias de infiltração sofrem um processo prévio de tratamento secundário e clorinação. Deste modo, a qualidade da água de recarga melhora com a remoção dos sólidos suspensos e de micro-organismos. Também é vantajosa a remoção das espécies de azoto pela desnitrificação e do carbono orgânico dissolvido através de processos biológicos. A remoção dos fosfatos e metais pesados também pode ser feita, contudo são substâncias normalmente retidas pelo solo. Após a sua passagem pelo solo a água de recarga pode ser imediatamente recuperada, evitando a degradação da qualidade das águas subterrâneas, para posterior irrigação de zonas agrícolas ou de lazer. A utilização para consumo doméstico requer um tratamento prévio por osmose inversa ou carbono filtrado ou a sua diluição com as águas subterrâneas (Gale e Dillon, 2005).

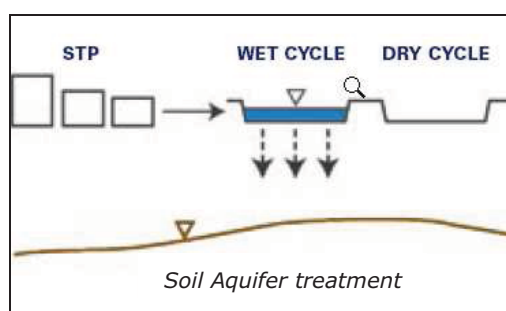


Figura 2.3 – Esquema simplificado sobre o ciclo de reutilização de águas residuais e *Soil Aquifer Treatment* (SAT) (extraído de Gale e Dillon, 2005)

Os métodos de recarga artificial à superfície que se referem em seguida são realizados no leito dos rios, segundo a classificação de Díaz *et al.* (2000).

2.5.2.7 Represas de armazenamento de areia (*sand dam*)

As represas de armazenamento de areia (*cf.* Figura 2.4) são mais adequadas em locais de terreno irregular e em condições climáticas áridas, onde o escoamento superficial ocorre, normalmente, sob a forma de cheia. Estas represas são construídas com areia, em rios efémeros e vales bem definidos. A parede da represa é construída com a largura

do leito do rio de modo a abrandar as águas de cheias ou de eventos de escoamento temporários. Isto permite a deposição do material mais grosseiro e a sua acumulação por detrás da parede da represa artificial. Esta parede pode ser subida após cada evento de cheia, sendo a sua altura que determina o volume do escoamento e a quantidade de material acumulado. Com o tempo, os sucessivos eventos de escoamento acabam por construir um aquífero artificial que permite a infiltração da água em vez do seu escoamento natural pelo rio. A água armazenada fica assim disponível para extracção, no entanto, quando estas represas se constroem em cima de materiais permeáveis a água acumulada acaba também por recarregar o aquífero subjacente (Gale *et al.*, 2002 e Gale e Dillon, 2005).

A deposição de material fino e a subsequente colmatção do aquífero artificial são os principais problemas destas represas de areia (Murray e Tredoux, 1998 *in* Gale *et al.*, 2002). Estas situações podem ser melhoradas se se verificarem dois aspectos: (1) em períodos de baixa intensidade de escoamento superficial, a água deve passar por uma abertura na parede da represa com uma velocidade suficiente, de modo a manter as partículas finas em suspensão; (2) podem ser construídas bacias de acumulação de silte a montante da represa que permitam a sua deposição prévia (Gale *et al.*, 2002).

Díaz *et al.* (2000) designa por represas um tipo de sistema de recarga formado por diques ou por muros de terra em forma de "L", que permitem aumentar o tempo e a superfície de contacto entre a água e o terreno. Segundo este autor, os canais permeáveis constituem represas artificiais de um rio cujas zonas de fecho não são totalmente impermeáveis. As sarjas consistem essencialmente na escarificação do leito do rio eliminando os sedimentos finos e melhorando a infiltração da água nestes locais (Díaz *et al.*, 2000).

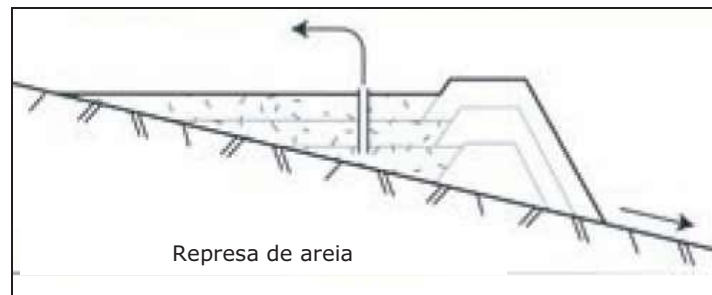


Figura 2.4 – Esquema simplificado de uma represa de armazenamento de areia implantada no leito de rios (extraído de Gale e Dillon, 2005)

2.5.2.8 Modificação no canal de um rio (*Percolation ponds behind check-dams*)

Uma forma económica de recarregar a água a partir de um rio pode ser obtida pela construção de barreiras ou represas no leito do rio, utilizando como material os sedimentos aluvionares do próprio rio (Figura 2.5). Para evitar a erosão anual ou destruição destas estruturas por vezes é necessário a construção de um vazadouro em cimento; para conter e canalizar estas águas de escoamento superficial é também necessário a construção de barreiras extensivas. Estas barreiras, construídas em série, retardam a energia do escoamento da água no rio durante os episódios torrenciais, criando também a possibilidade desta água se infiltrar no solo assim como permitem reduzir a erosão do solo e o transporte de sedimentos (Gale *et al.*, 2002 e 2005).

2.5.2.9 Represas com descarga (*Leaky dams and recharge releases*)

Quando o escoamento superficial tem regime torrencial e efémero transporta consigo grandes quantidades de sólidos suspensos. Nestes casos a velocidade do escoamento é muito elevada não facilitando a infiltração da água no leito do rio. A construção de represas no leito do rio com um tubo de descarga (*cf.* Figura 2.6) pode melhorar a infiltração estas situações. Em complemento também retém parte da energia do escoamento torrencial, promove a deposição de sedimentos suspensos, e o controlo da descarga da água para infiltração no leito do rio a jusante (Gale e Dillon, 2005).

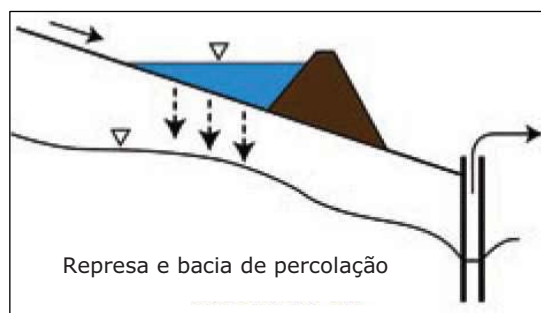


Figura 2.5 – Esquema simplificado de uma represa no leito do rio e pequena bacia de percolação a montante (extraído de Gale e Dillon, 2005)

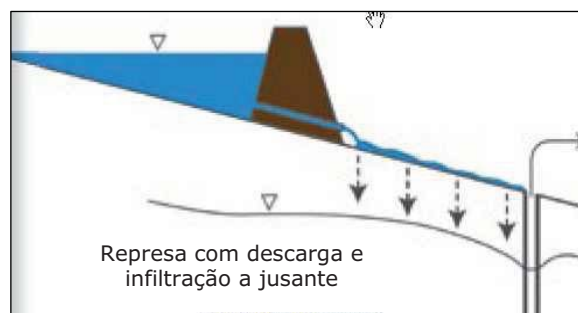


Figura 2.6 – Esquema simplificado de uma represa no leito do rio com zona de descarga e infiltração a jusante (extraído de Gale e Dillon, 2005)

2.5.2.10 Barreiras ou represas subterrâneas (*subsurface dams*)

As barreiras ou represas subterrâneas poderão ser utilizadas com o objectivo de reter o escoamento natural da água no aquífero freático subjacente ao leito do rio (Figura 2.7). São grandes valas construídas em rios efémeros, perpendicularmente ao leito do rio e com uma profundidade que deverá atingir a base do aquífero. São estruturas preenchidas por materiais de natureza impermeável e seladas. A recuperação da água infiltrada nestes sistemas, assim como nos anteriores, é feita pela extracção em furos próximos.

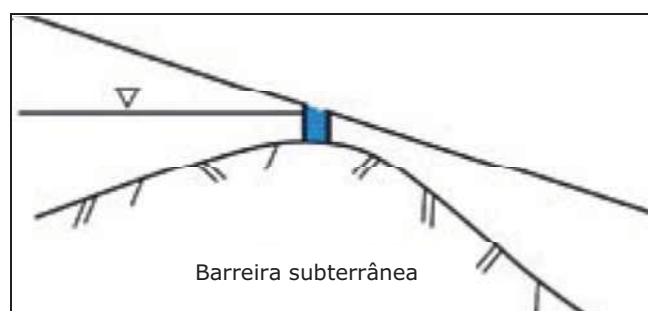


Figura 2.7 – Esquema simplificado de uma Barreira subterrânea no leito de um rio (extraído de Gale e Dillon, 2005)

2.5.3 Descrição dos sistemas de recarga artificial na zona não saturada (*subsurface infiltration methods*)

Recentemente surgiram novos métodos de recarga artificial de aquíferos, que se utilizam na recarga de aquíferos livres, nomeadamente os poços na zona não saturada ou *dry*

wells, as trincheiras e galerias de infiltração, os reservatórios de infiltração (*infiltration shafts* e *infiltration pits*) e os aquíferos artificiais (Figura 2.8).

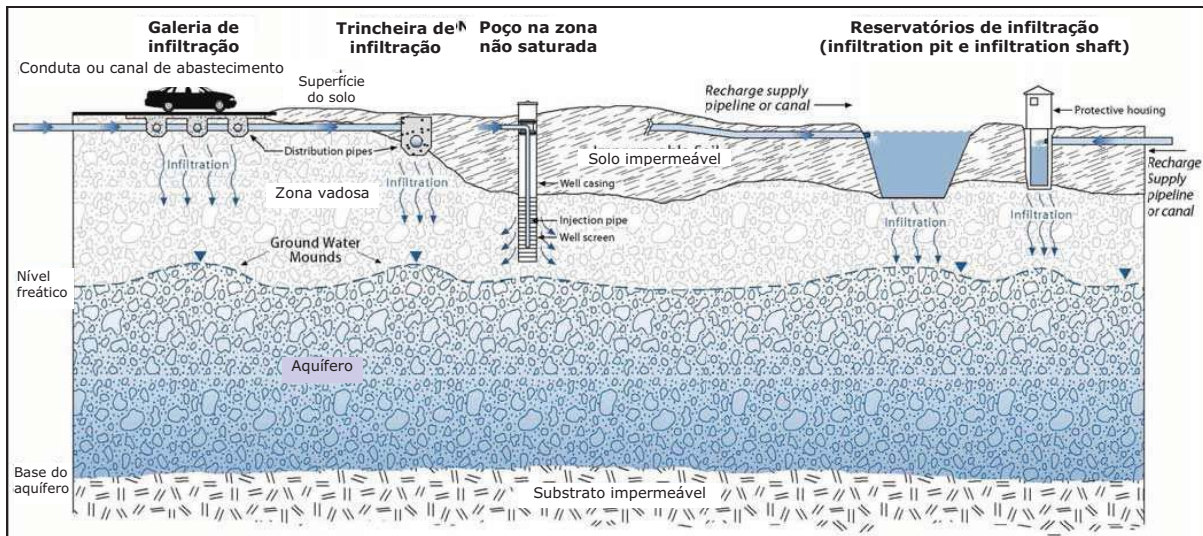


Figura 2.8 – Exemplos de tecnologias de recarga artificial em profundidade, na zona não saturada (Topper *et al.*, 2004 in SEWRPC, 2006).

Os métodos de recarga artificial na zona não saturada do solo, são utilizados quando os solos de cobertura não são favoráveis à infiltração da água ou quando não existe um espaço disponível. São normalmente utilizadas valas, poços, furos ou outros tipos de escavações que permitam a passagem da água pelos níveis superficiais mais impermeáveis, níveis suspensos ou níveis confinantes na zona não saturada e a sua posterior colocação na zona não saturada para infiltração até ao aquífero (adaptado de SEWRPC, 2006).

2.5.3.1 Poços na zona não saturada (*open wells, dry wells*)

Os poços secos, de largo diâmetro (1-2 metros), destinados à recarga de aquíferos freáticos, são perfurações com cerca de 10 a 50 metros de profundidade (Díaz *et al.*, 2000; Bouwer, 1996). Quando o nível freático se encontra a uma profundidade elevada a utilização deste tipo de furos é mais económica do que a utilização de furos de injeção. São normalmente perfurados com ralos em zonas permeáveis da zona não saturada. Para que a recarga se proceda de forma apropriada estes furos deverão penetrar uma distância adequada na zona de formações permeáveis (Bouwer, 2002). É frequente a utilização de poços já existentes no local e que acabaram por secar, em consequência do rebaixamento dos aquíferos (Gale e Dillon, 2005).

O principal problema decorrente da utilização destes poços relaciona-se com a colmatagem devida ao material sólido que se deposita no seu interior (Díaz *et al.*, 2000; Bouwer, 1996). No entanto, esta colmatagem pode ser minimizada pela aplicação de um pré-tratamento à água de recarga, através do enchimento do poço com areia grossa ou cascalho. De qualquer modo, estes sistemas possuem um tempo de vida útil limitado (Díaz *et al.*, 2000), por não poderem ser bombeados, reconstruídos ou mesmo reabilitados após a colmatagem (Bouwer, 1996; Bouwer 2002). Assim sendo, este problema deve ser previsto, tendo depois que se minimizar a sua interferência.

O potencial de colmatação de uma determinada água destinada à recarga artificial pode ser previsto. Bouwer (2002) refere em pormenor o modo como se realizam estas determinações. O modo mais adequado de ultrapassar este problema consiste na sua prevenção através de um tratamento adequado da água antes de se proceder à sua introdução no aquífero. Isto significa a remoção dos sólidos suspensos, do carbono orgânico assimilável, dos nutrientes (nitrogénio e fósforo) e dos microorganismos. Deverá ser introduzido cloro para que se mantenha um nível residual no poço que minimize a actividade microbiológica. Mais detalhes relativamente aos pré-tratamentos possíveis e utilização de efluentes para a recarga de águas subterrâneas estão disponíveis em Bouwer (2002).

2.5.3.2 Trincheiras e reservatórios de infiltração (*infiltration pits, trenches ou shafts*)

Quando os solos à superfície do terreno têm uma baixa permeabilidade, mas existem níveis permeáveis a profundidade compreendida entre 5 a 15 m, não se deve recorrer à utilização por furos na zona não saturada, mas sim a uma solução mais económica através da construção de trincheiras de infiltração (Bouwer, 2002). As trincheiras são escavações alargadas com um metro de largura e cerca de dez metros de profundidade (Díaz *et al.*, 2000). Nas trincheiras e reservatórios procura-se maximizar a dimensão das paredes e minimizar a dimensão do fundo, de modo a incrementar a percolação horizontal para o aquífero (Murray e Tredoux, 1998 *in* Gale e Dillon, 2005).

As *infiltration shafts* são escavações de maior diâmetro construídas através de um nível suspenso, acima do nível da água. Podem estar equipadas com ralos, preenchidas por materiais permeáveis, como o cascalho grosseiro e são finalizadas como um poço. As *infiltration pits* são idênticas às anteriores, mas têm um diâmetro maior e podem não ter uma forma circular (SEWRPC, 2006).

As trincheiras são preenchidas com areia grosseira ou cascalho fino, que funciona com filtro e que pode ser removido se se detectar a colmatação da estrutura. A trincheira deve ser tapada para proteger do sol, animais e pessoas (Hantke, 1983 *in* Bouwer, 2002). A água de recarga deverá conter baixo teor de sólidos suspensos, tal como se referiu anteriormente para os outros métodos. Os principais problemas são essencialmente relativos à colmatação do sistema e as soluções apresentadas para os poços secos são igualmente válidos no caso das trincheiras.

Normalmente as trincheiras e reservatórios não são uma solução economicamente viável pelo facto de recarregarem volumes de água pequenos, assim sendo, o seu uso está limitado à reutilização de estruturas semelhantes já existentes no local, normalmente abandonadas (Gale e Dillon, 2005).

2.5.3.3 Aquíferos artificiais

Os aquíferos artificiais são essencialmente filtros de areia que se destinam à recarga do aquífero ou ao tratamento de águas de má qualidade. Estes sistemas de recarga ou de tratamento são construídos pela escavação de um poço, com cerca de 2 metros de profundidade, que se enche com areia ou outro material permeável; o revestimento lateralmente é feito com material plástico e o fundo coberto com um nível de cascalho ou

de tubos drenantes. A recarga ou o tratamento realiza-se através da descarga do efluente no aquífero por curtos períodos de tempo. Depois, o sistema seca durante o tempo suficiente para que se forme uma capa colmatada, com gretas e de fácil remoção (Bouwer, 1996, Díaz *et al.*, 2000). O fluxo de saída do dreno ou é descarregado nos cursos de água superficiais ou é utilizado para rega ou para outro fim destinado a águas não potáveis (Bouwer, 1996). Este sistema é vulgar em países subdesenvolvidos e em zonas rurais, devido à sua simplicidade em termos de construção. Também é utilizado em pequenas urbanizações e hotéis (Díaz *et al.*, 2000).

2.5.4 Descrição dos sistemas de recarga artificial em profundidade (*Direct injection methods*)

Os métodos de recarga em profundidade recorrem à construção de furos. Esta técnica é mais dispendiosa do que os sistemas de infiltração à superfície do solo, pelo que será sempre aconselhável recorrer a uma avaliação económica dos sistemas previstos. Por outro lado, os métodos de recarga artificial à superfície apresentam-se menos complicados, em termos técnicos, do que os métodos de recarga em profundidade e podem ser igualmente eficientes em determinadas situações.

Os sistemas de recarga que se descrevem em seguida são os furos de injeção (verticais, radiais e horizontais), os furos de armazenamento subterrâneo e de extracção, os furos conjuntivos, as barreiras de infiltração, as grandes cavidades profundas no solo, os drenos e galerias e as valas e sondagens (Figura 2.9).

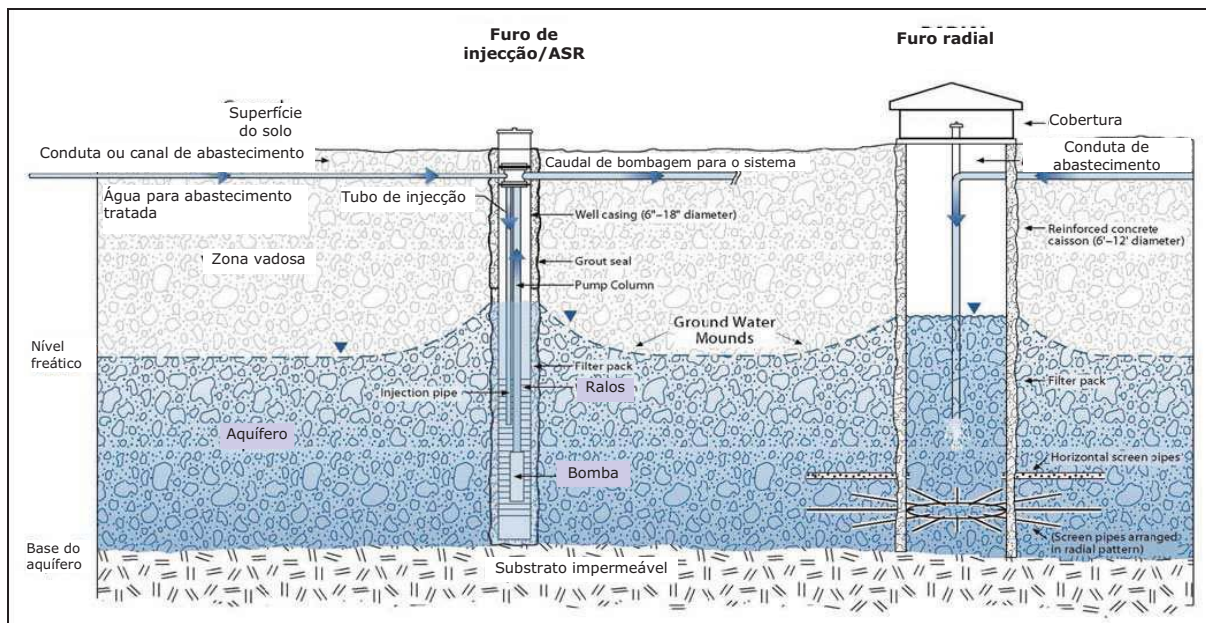


Figura 2.9 – Esquema de métodos de injeção directos (Topper *et al.*, 2004 in SEWRPC, 2006).

2.5.4.1 Furos de injeção

Os furos de injeção ou de recarga são os sistemas de recarga artificial em profundidade mais utilizados. São utilizados nos casos em que: os terrenos possuem um custo elevado ou a sua utilização se encontra restringida (Díaz *et al.*, 2000); quando não estão disponíveis zonas permeáveis na zona não saturada; quando a zona não saturada apresenta camadas impermeáveis e/ou quando os aquíferos são confinados (Bouwer,

1996). Os furos de injeção estão abertos na zona saturada do aquífero e permitem a injeção directa da água no aquífero. Estes furos minimizam o tempo necessário à passagem da água de recarga através da zona não saturada e evitam as reacções, por vezes adversas, entre a água e os solos ou minerais que atravessa na zona não saturada (SEWRPC, 2006). Estes furos permitem uma elevada taxa de recarga do aquífero (Kumar e Fall, 1997) e podem ser perfurados verticalmente, radialmente ou horizontalmente, de acordo com a tecnologia seleccionada (SEWRPC, 2006). Uma descrição detalhada destes furos de recarga pode ser encontrada em Pyne (1995, 2005).

2.5.4.2 Furos de armazenamento subterrâneo e de recuperação (Aquifer storage and recovery – ASR)

Uma variante dos furos de injeção são os furos de armazenamento e recuperação de água injectada, que funcionam para injeção e extracção. Designa-se esta tecnologia como *Aquifer Storage and Recovery* - ASR. Outra variante são os furos de injeção, transferência e recuperação. Nestes casos a água é injectada num furo e recuperada noutra, posicionado a uma determinada distância do primeiro, de modo a aumentar o tempo de circulação da água através do aquífero, beneficiando da capacidade de purificação/tratamento da qualidade da água de recarga. Esta tecnologia tem a terminologia de *Aquifer Storage Transfer and Recovery* (ASTR) (Gale e Dillon, 2005). Nestes sistemas o furo de injeção e o de extracção são furos independentes (Figura 2.10).

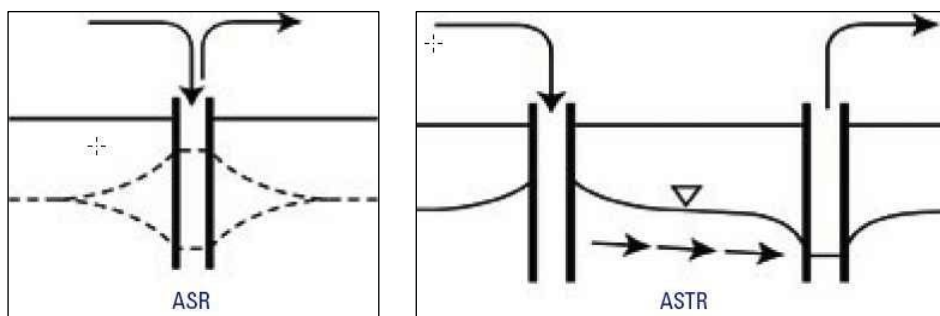


Figura 2.10 – Esquema simplificado dos sistemas de armazenamento subterrâneo e recuperação (*Aquifer storage and recovery*, ASR e *Aquifer Storage Transfer and Recovery*, ASTR) (extraído de Gale e Dillon, 2005)

Os sistemas de ASR têm vindo a ser utilizados para resolução de diversos problemas, destacando-se os seguintes (AWWA, 2002 *in* SEWRPC, 2006): armazenamento de água destinada ao abastecimento sazonal, diário ou de emergência, redução de produtos derivados da desinfecção, melhorar a qualidade da água, estabilização de água corrosiva para os sistemas de distribuição, redução da subsidência dos solos, recuperação dos níveis de água no aquífero e controlo da intrusão salina. Normalmente estes furos destinam-se à recarga do aquífero em períodos de maiores disponibilidades hídricas e à extracção em períodos de menores disponibilidades (Bouwer, 1996).

Os requisitos de qualidade da água de recarga são significativamente mais elevados no caso de furos de injeção do que nos sistemas de recarga à superfície do solo e a tecnologia necessária para a sua construção requer alguma complexidade (Gale, 2002).

Normalmente, a água de recarga é tratada para padrões estabelecidos para o consumo humano. Contudo, em alguns países, foram já desenvolvidos sistemas que utilizam águas residuais tratadas, e propostos sistemas que utilizam águas pluviais parcialmente tratadas. A água fica armazenada no aquífero, numa zona que rodeia a secção do furo por onde se dá a entrada da água no aquífero, e é recuperada posteriormente, quando se realiza a extracção no mesmo furo. A reutilização desta água é feita após um tratamento adicional mínimo. Os sistemas de ASR são mais comuns em aquíferos confinados, mas já foram desenvolvidos alguns em aquíferos freáticos (Pyne, 1995).

Os principais problemas destes sistemas são a colmatação das paredes do furo e a contaminação, sendo por este motivo essencial um pré-tratamento da água de recarga. A colmatação dos ralos do furo e do aquífero ocorre geralmente devido: (1) aos sedimentos em suspensão na água de recarga; (2) à entrada de ar; (3) ao crescimento microbiológico; (4) à precipitação química (Gale *et al.*, 2002); (5) à precipitação de ferro, (6) às reacções químicas entre a água de recarga e a água subterrânea local, ou o material do aquífero ou ambos; (7) às reacções bioquímicas na água de recarga e na água subterrânea que envolvem a redução do ferro por bactérias ou a redução de sulfato por organismos; (8) às diferenças de temperatura entre a água de recarga e a água do aquífero (Kumar e Fall, 1997). Estes processos de colmatação podem ser resolvidos se se proceder a um tratamento mecânico da água por sedimentação ou filtração para remoção dos sólidos suspensos. Por outro lado, a água de recarga não se deve introduzir directamente no furo mas sim por intermédio de uma válvula que assegure uma coluna de água constante no interior do furo (Gale *et al.*, 2002). Segundo este autor, um adequado desempenho deste tipo de furos pode ser mais facilmente mantido se forem utilizados como furos para injeção e extracção de água, uma vez que a colmatação pode ser removida durante o ciclo de extracção de água.

Em termos teóricos, a massa de água injectada move-se como um todo para o interior do aquífero e desloca a água subterrânea original. Quando se procede à sua recuperação, esta massa uniforme de água desloca-se de novo para o furo, sendo pequena a mistura com a água subterrânea original. Na realidade é impossível obter um fluxo assim tão uniforme num aquífero. A heterogeneidade do próprio aquífero causa um escoamento diferencial e promove a mistura e a dispersão com a água subterrânea. Este aspecto é fundamentalmente significativo quando são utilizados aquíferos com uma espessura saturada pequena ou múltiplos aquíferos para implementação destes sistemas. No entanto, estas questões de mistura serão pouco relevantes se a qualidade da água subterrânea na zona de armazenamento for aceitável. No caso de aquíferos com águas salinas ou salobras, as diferenças de densidade entre as duas massas de água aumentam a percentagem de mistura e reduzem a eficiência do sistema, em termos de recuperação da água injectada (SEWRPC, 2006).

2.5.4.3 Furos conjuntivos

Um furo conjuntivo significa que tem ralos abertos quer no aquífero superficial quer no aquífero profundo artesianos. A água é extraída do aquífero profundo rebaixando-se a sua superfície potenciométrica para valores abaixo do nível da água no aquífero superior; deste modo induz-se a drenância directa da água proveniente do aquífero mais superficial para o aquífero profundo. A recarga realizada por este tipo de sistema tem a vantagem de utilizar como água de recarga a água subterrânea que não contém sólidos

suspensos, reduzindo deste modo significativamente o risco de colmatação dos ralos dos furos (Kumar e Fall, 1997).

Os impactos ambientais deste tipo de furos conjuntivos devem ser cuidadosamente analisados de modo a evitar a redução do escoamento de base no aquífero superior ou a extinção de zonas húmidas. Os efeitos resultantes do processo de mistura de águas subterrâneas de diferente qualidade também devem ser analisados (O'Hare *et al.*, 1986 *in* Kumar e Fall, 1997).

2.5.4.4 Barreira de filtração (*Induced bank filtration* ou *riverbank filtration*)

A barreira de filtração no leito do rio trata-se de um método de recarga induzida que consiste geralmente numa galeria ou linha de furos pouco distanciados e paralelos ao leito do rio (Figura 2.11). A extracção neste conjunto de furos rebaixa o nível piezométrico e consequentemente o nível da água no rio ou no lago, induzindo a água do rio ou do lago a infiltrar-se no aquífero subjacente e assegurando a produção nestes furos. De modo a assegurar uma purificação satisfatória da água do rio pelo solo, o tempo de percolação deverá exceder entre 30 a 60 dias (Huisman e Olsthoorn, 1983 *in* Gale *et al.*, 2002), assim como a distância percorrida pela água deverá assegurar que esta purificação ocorra (Gale e Dillon, 2005). Esta tecnologia pode ser vista como uma forma de substituir parte do abastecimento a partir de água de superfície para as águas subterrâneas. Os sistemas de barreiras de filtração podem ser desenvolvidos utilizando furos verticais alinhados com a margem de um rio ou lago, implantados num aquífero que esteja em conexão hidráulica com o corpo de água de superfície (SEWRPC, 2006).

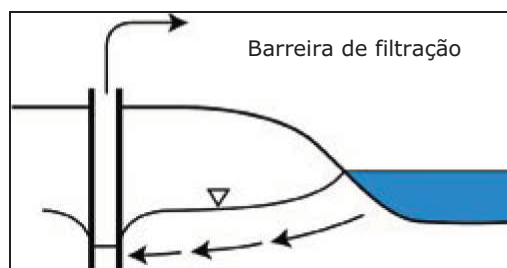


Figura 2.11 – Esquema simplificado de uma barreira de furos de recarga induzida (extraído de Gale e Dillon, 2005)

Os factores que controlam o sucesso de um sistema de recarga induzida dependem da qualidade da água de recarga, da permeabilidade dos depósitos do leito do rio/fundo do lago e das formações subjacentes ao leito do rio/lago (O'Hare *et al.*, 1982 *in* Gale *et al.*, 2002). No caso de a permeabilidade do leito do rio/lago e do aquífero serem elevadas e se o aquífero apresenta uma espessura reduzida então, grandes quantidades de águas subterrâneas podem ser extraídas a partir de um furo ou de uma galeria, sem contudo causar efeitos adversos nos níveis piezométricos regionais (Huisman e Olsthoorn, 1983 *in* Gale *et al.*, 2002). Normalmente, os rios e os lagos transportam consigo grandes quantidades de sólidos suspensos, no entanto, quando a água se infiltra no aquífero este material é filtrado ficando uma fina camada no fundo do rio/lago. Para prevenir uma rápida colmatação do leito do rio ou do fundo do lago devem verificar-se dois aspectos: a taxa de entrada da água no aquífero deve ser baixa e a barreira de infiltração deve ser

escavada durante períodos de baixa intensidade de escoamento superficial para que se possa remover a acumulação de silte, argila e matéria orgânica (Gale *et al.*, 2002).

2.6 Planeamento de um projecto de recarga artificial

Um projecto de recarga artificial é elaborado tendo como objectivo constituir uma alternativa para uma determinada necessidade de água, que pode ser o abastecimento público, o uso agrícola ou industrial.

Existem alguns aspectos que deverão ser pensados antes de se colocar a hipótese da utilização da técnica de recarga artificial (ASCE, 2001):

- Análise das necessidades e dos usos actuais e futuros da água subterrânea no local em estudo;
- Análise dos elementos reguladores actuais e futuros, tanto de origem superficial como de origem subterrânea;
- Avaliação das hipóteses de gestão que se devem focar no aumento da regulação, no aumento da garantia ou em ambas conjuntamente;
- Aplicação de critérios e técnicas de utilização conjunta ou de gestão coordenada.

Depois da decisão de que a técnica de recarga artificial de aquíferos poderá constituir uma aplicação útil e competitiva no seio de sistemas de regulação variados, capazes de satisfazer uma determinada necessidade hídrica, então poderá passar-se para uma nova fase em que se avalia a viabilidade da técnica a utilizar em função de factores intrínsecos ao próprio local de estudo, como por exemplo (ASCE, 2001):

- A água destinada à recarga do aquífero na sua origem, as suas características de qualidade e volumes disponíveis para a recarga;
- As características do aquífero receptor;
- A análise de diferentes alternativas de instalações de técnicas de recarga, assim como os meios auxiliares de controlo, como o transporte e o tratamento da água de recarga;
- A água após ter recarregado o aquífero e qual o seu destino final;
- Avaliação económica e aspectos legislativos e de gestão.

O planeamento de um projecto de recarga artificial pode demorar entre 2 a 5 anos, desde que se iniciam os primeiros estudos hidrogeológicos do local, até à construção de uma instalação de recarga artificial de carácter industrial. Muito simplificada, algumas das tarefas que devem ser incluídas num projecto deste tipo são as seguintes (ASCE, 2001):

- 1) Fase de estudos hidrogeológicos prévios;
- 2) Modelação matemática;
- 3) Fase de construção de uma instalação piloto;
- 4) Fase de acompanhamento da experiência piloto;
- 5) Novos estudos hidrogeológicos de detalhe;
- 6) Projecto e construção da instalação de carácter industrial.

2.6.1 A água destinada à recarga na sua origem

O estudo da água de recarga na sua origem deve incluir os seus aspectos quer qualitativos quer quantitativos e deve, ainda, incluir-se uma perspectiva da sua distribuição em termos espaciais e temporais.

Um dos condicionalismos mais importantes de que depende um projecto desta natureza relaciona-se com a existência de água excedentária. Durante a realização do estudo deve analisar-se a sua natureza, zonas de recolha, caudal disponível, regime temporal e por fim, as suas características de qualidade e a variabilidade da sua qualidade em termos temporais.

A água que se destina a recarga artificial de aquíferos poderá provir das seguintes origens:

- Água superficial contínua (curso fluvial permanente) ou descontínua (escoamento superficial) – pode ser utilizada para recarga directamente ou com um certo grau de tratamento;
- Água residual doméstica que, com um certo grau de tratamento, pode ser utilizada para recarga directa ou pode ser misturada com água de outra fonte;
- Água proveniente de outro aquífero (geralmente refere-se à água que drena através de nascentes).

2.6.2 Dimensão e esquema das instalações de recarga artificial

A dimensão de um sistema de recarga artificial depende do método de recarga seleccionado e das características hidráulicas e hidrodinâmicas do aquífero a ser recarregado. Deste modo, é fundamental determinar a taxa de infiltração do solo, uma vez que este parâmetro determina a dimensão do sistema a projectar. A taxa de infiltração obtém-se pela razão entre o caudal de água que se infiltra e a superfície do solo através da qual se realizou a infiltração. Nos casos de sistemas de recarga em profundidade, para determinar o número de furos e poços necessários é necessário determinar o caudal específico que resulta da razão entre o caudal de injeção e a subida do nível piezométrico no furo. Contudo, estes valores não são constantes, e normalmente a taxa de infiltração e o caudal específico diminuem ao longo do tempo devido aos efeitos de colmatação do sistema (Diaz *et al.*, 2000).

Na Secção 2.7 enunciam-se as expressões teóricas que permitem determinar estas taxas de infiltração.

Massmann (2003) refere três critérios para o planeamento de bacias de infiltração:

- a) solos deverão ser bastante permeáveis;
- b) declive da bacia deverá ser baixo;
- c) bacia deverá estar bem acima da zona saturada.

Segundo WDOE (2003, *in* Massmann, 2003) a taxa de infiltração deverá ser igual ou superior a 1,3 cm/h (0,31 m/d), o declive não deverá ser superior a 15% e o fundo da bacia deverá estar pelo menos 1,5 m acima do nível da água durante o período seco.

2.6.3 Necessidade e tipo de instalações auxiliares do sistema de recarga artificial

Quer em sistemas de recarga artificial superficiais ou em profundidade são necessários dispositivos de decantação e sedimentação, desenhados por módulos, e que podem ocupar uma área considerável de terreno. No caso de sistemas de infiltração de pequena dimensão podem-se colocar filtros no fundo da estrutura. Os filtros muito permeáveis favorecem uma elevada taxa de infiltração, mas por outro lado, alguns sedimentos colmatantes podem penetrar no solo. Os filtros com uma capacidade de infiltração inicial menor podem provocar uma colmatção mais rápida, mas a capa colmatante que se forma apenas têm poucos centímetros de espessura e pode assim ser facilmente removida. No caso dos sistemas de recarga em profundidade deve evitar-se a injeção de ar, injectando a água logo abaixo do nível piezométrico e evitar as depressões piezométricas (ASCE, 2001).

2.6.4 Métodos e equipas de controlo e de acompanhamento

A correcta execução de um sistema de recarga artificial de aquíferos necessita determinadas acções de controlo e de acompanhamento da obra, que permitam por um lado, quantificar os seus efeitos em termos de quantidade e qualidade da água do aquífero que está a ser recarregado e, por outro lado, possibilitar uma correcta gestão das operações de infiltração e da recuperação da água de recarga. Os parâmetros a controlar são o nível piezométrico, a hidroquímica da água do aquífero e o caudal e a qualidade da água de recarga.

2.6.5 Instalações de transporte da água de recarga

Para conduzir a água de recarga até aos sistemas de recarga é necessário construir uma estrutura de condução adequada (*e.g.* canais). Poderá também ser necessário dispor de estruturas para o armazenamento da água de recarga.

2.6.6 Avaliação económica

Os custos imputáveis a este tipo de sistemas podem ser elevados, contudo, uma decisão desta natureza está dependente não só dos aspectos económicos mas também dos aspectos de natureza social e ambiental.

Uma avaliação económica de um projecto desta natureza deve incluir os seguintes custos, entre outros que poderão surgir durante a realização da obra (ASCE, 2001):

- Custo de uma investigação hidrogeológica de pormenor (que deve incluir a realização de furos para recolha de informação sobre as litologias atravessadas, espessura do aquífero, parâmetros hidráulicos, etc., análises químicas à água subterrâneas, registos de piezometria);
 - Custo da avaliação e análise da água destinada à recarga do aquífero;
 - Custo da aquisição dos terrenos, caso seja necessário;
 - Custo das instalações de pré-tratamento da água destinada à recarga, no caso de águas residuais;
 - Custo das instalações de apoio ao sistema;
 - Custo das instalações de recarga artificial;

- Custo das instalações de controlo e acompanhamento (pode ser necessária a implementação de uma rede de monitorização para controlo da resposta do aquífero às operações de recarga, com piezómetros para registo do nível piezométrico e a análise química da qualidade da água subterrânea após a mistura);
- Custo da exploração do aquífero, uma vez que a água de recarga terá que ser depois aproveitada para abastecimento e custo da conservação do sistema.

2.7 Determinar taxas de infiltração

A formulação matemática que expressa a velocidade da água no meio subterrâneo constitui a base teórica para determinar uma taxa de infiltração da água numa bacia.

A teoria fundamental do escoamento subterrâneo publicada por Henry Darcy, em 1856, é conhecida pela Lei de Darcy, que cita que o caudal que atravessa o meio poroso entre dois locais é proporcional à diferença do nível da água entre ambos e inversamente proporcional à distância entre eles. Pode expressar-se por:

$$Q = K \times A \times \frac{h_1 - h_2}{L} \quad \text{Eq. 2.1}$$

em que:

Q – Caudal que atravessa uma secção em meio poroso (m³/d)

A – Área da secção (m²)

h₁-h₂ – Diferença de nível entre dois locais (m)

L – Distância entre os dois locais (m)

K – Condutividade hidráulica (m/d)

A velocidade de Darcy (V_D) e a velocidade intersticial (V_i) podem ser determinadas pelas seguintes expressões¹:

$$q = Q / A = V_D$$

$$V_D = K \times i \quad \text{Eq. 2.2}$$

$$V_i = \frac{Q}{n_e \times A} = \frac{K}{n_e} \times \frac{h_1 - h_2}{L} = \frac{K}{n_e} \times i$$

$$V_i = V_D / n_e \quad \text{Eq. 2.3}$$

em que:

q – Caudal específico (m/d)

V_D - Velocidade de Darcy (m/d)

i – Gradiente hidráulico

V_i - Velocidade intersticial (m/d)

n_e – Porosidade efectiva

¹ A velocidade calculada nos ensaios de campo é igual à distância medida entre dois pontos sobre o tempo (V=d/t). Esta velocidade corresponde à velocidade real das partículas no meio poroso, também referida como velocidade intersticial. A velocidade de Darcy medida entre dois pontos não considera o meio poroso. A velocidade de Darcy pode ser determinada a partir da velocidade intersticial multiplicando pela porosidade eficaz (V_D=V_i×n_e).

A condutividade hidráulica (K) pode calcular-se através da seguinte expressão:

$$K = V_D / i = (V_i \times n_e) / i \quad \text{Eq. 2.4}$$

A porosidade total que corresponde à razão entre o volume de espaços vazios e o volume total de um solo, pode definir-se pela seguinte expressão:

$$n_t = n_e + S_r \quad \text{Eq. 2.5}$$

em que,

n_t - Porosidade total

n_e - Porosidade eficaz ou cedência específica

S_r - Retenção específica

Para determinar a taxa de infiltração, Massmann (2003) refere a Lei de Darcy escrita da seguinte forma:

$$f = Q/A = - K \times (dh/dz) = - K \times i \quad \text{Eq. 2.6}$$

em que,

f - Taxa de infiltração da água através de secção unitária de material poroso (L/t)

Q - Caudal (L³/t)

A - Área da secção perpendicular ao fluxo (L²)

K - Condutividade hidráulica (L/t)

(dh/dz)=i - Gradiente hidráulico

Refere que os dois factores que controlam a taxa de infiltração são a condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico.

Segundo Freeze e Cherry (1979, *in* Massmann, 2003), apesar da Lei de Darcy descrever o fluxo na zona saturada, também pode ser aplicada para a zona não saturada, da seguinte forma:

$$f = - K(\theta) \times I(\theta) \quad \text{Eq. 2.7}$$

em que,

$K(\theta)$ - Condutividade hidráulica na zona não saturada

I - Gradiente hidráulico para a zona não saturada

θ - Teor em água

Na zona não saturada a água está sujeita a uma pressão negativa, causada por forças capilares que depende do teor em água do solo, sendo cada vez menos negativa à medida que aumenta o teor em água.

A Lei de Darcy também pode ser utilizada para descrever o fluxo na zona não saturada, através da aplicação da equação de Green-Ampt (Chin, 2000 *in* Massmann, 2003):

$$f(t) = K_{sat} ((H_0 + L + h_{ws}) / L) \quad \text{Eq. 2.8}$$

em que,

f(t) – Taxa de infiltração no tempo t (L/t)

K_{sat} – Condutividade hidráulica na zona saturada (L/t)

H_0 – Profundidade da água na bacia (L)

h_{ws} – Profundidade da frente de humedecimento abaixo do fundo da bacia (L)

L – nível capilar médio na frente de humedecimento (L) (aproximadamente igual à pressão *bubling*)

Esta aproximação assume que a água se encontra à superfície do solo, numa bacia de infiltração, e que existe uma frente de humedecimento com movimento descendente, que se estende até uma profundidade L. Assume que o solo se encontra saturado acima da frente de humedecimento, *i.e.*, assume que o teor de água é igual à porosidade. As taxas de infiltração inicial estimadas são superiores à condutividade hidráulica devido aos gradientes hidráulicos elevados quando a frente de humedecimento ainda está muito à superfície. À medida que a profundidade da frente de humedecimento aumenta, o gradiente hidráulico diminui e a taxas de infiltração estimadas aproximam-se do valor da condutividade hidráulica. Por este motivo, os ensaios de infiltração de curta duração tendem a sobrestimar os valores da taxa de infiltração. Assim, a taxa de infiltração inicial é mais elevada do que o valor da condutividade hidráulica saturada porque o gradiente hidráulico é superior a 1. À medida que a água se infiltra o gradiente diminui e aproxima-se do valor 1. Esta aproximação deixa de ser válida quando a frente de humedecimento atinge o nível de água regional. Nestas situações o gradiente tem um valor inferior a 1 e a taxa de infiltração passa a ser inferior à condutividade hidráulica saturada. A Lei de Darcy passa a ser válida mas o gradiente hidráulico passa a ser mais difícil de determinar (Massmann, 2003).

Segundo Massmann (2003), o gradiente hidráulico numa bacia de infiltração pode ser determinado por duas formas, dependente da espessura da zona não saturada. No caso de espessuras pouco elevadas, pode ser determinado pela seguinte expressão:

| | |
|--|---------|
| $i = (D_{\text{Bacia}} + L + h_{\text{wf}}) / L$ | Eq. 2.9 |
|--|---------|

em que:

D_{Bacia} = Profundidade da água na bacia

L = Profundidade da frente de humedecimento subjacente ao fundo da bacia

h_{wf} = Nível médio de capilaridade na frente de humedecimento

Para bacias de infiltração, h_{wf} toma um valor pequeno comparativamente com as restantes variáveis e por isso pode não ser considerado. O gradiente hidráulico varia com o tempo de infiltração porque também varia a profundidade da frente de humedecimento, à medida que a água se infiltra no solo. Também varia com a dimensão da bacia, em que as bacias de maior dimensão têm gradientes mais baixos e as bacias de menor dimensão gradientes mais elevados (Massmann, 2003).

Outro aspecto a considerar para o cálculo da taxa de infiltração relaciona-se com a área da bacia disponível para infiltração. Algumas referências citam que apenas o fundo da bacia deverá ser utilizado como área disponível (*Design Guidelines of State of Maryland, 1984 in Massmann, 2003*) e outras que apenas a parte lateral da bacia deve ser considerada, uma vez que o fundo fica rapidamente colmatado (Stahre e Urbanas, 1990 *in Massmann, 2003*). Duchene *et al* (1992, *in Massmann, 2003*) refere que $\frac{3}{4}$ do volume de água se infiltra pelo fundo da bacia.

Outras formas para determinar a taxa de infiltração estão referidas em manuais de planeamento de sistemas de infiltração de águas de escorrência. Massmann (2003) refere dois para o estado de Washington, o *Stormwater Management Manual for Western*

Washington do Departamento de Ecologia de Washington (WDOE, 2001 *in* Massmann, 2003) e o *King County Surface Design Manual* (King County, 1998 *in* Massmann, 2003).

Em WDOE (2001, *in* Massmann, 2003) são referidos três métodos para estimar as taxas de infiltração a longo prazo. O primeiro método baseia-se numa correlação entre a textura do solo determinada de acordo com a classificação textural USDA e as taxas de infiltração em solos homogéneos (Quadro 2.1). Estas estimativas da taxa de infiltração não consideram os efeitos de colmatação da bacia a longo prazo. Propõem a sua redução pela aplicação de factores de correcção de 2 ou 4, de acordo com a classificação textural do solo. O segundo método baseia-se na relação entre os parâmetros de gradação do solo, determinados através do procedimento ASTM, e as taxas de infiltração medidas em sistemas de infiltração já definidos (Quadro 2.2). O terceiro método refere um procedimento denominado de "ensaio de infiltração piloto", que consiste em adicionar água, com um determinado caudal, para uma bacia de forma a manter uma altura de água de 1 metro. O volume instantâneo ou acumulado de água descarregada para a bacia necessário para manter o nível de água constante é registado, com intervalos de 15 a 30 minutos e durante um período de tempo total mínimo do ensaio de 17 horas. A taxa de infiltração é registada durante os períodos de enchimento e esvaziamento da bacia. As estimativas calculadas são consideradas como taxas a curto prazo e deverão ser reduzidas pela aplicação de factores de correcção para assegurar a variabilidade das condições *in situ*, condições de manutenção e pré-tratamento e números de ensaios realizados.

Quadro 2.1 – Taxas de infiltração recomendadas de acordo com a classificação textural USDA (WDOE, 2003 *in* Massmann, 2003)

| | Taxas de infiltração short term (cm/h)/(m/d) | Factor de correção | Taxa de infiltração long term (cm/h)/(m/d) |
|---|---|-------------------------------|---|
| Areias com cascalho limpas e cascalho arenoso | 50 / 12 | 5 | 25 / 6 |
| Areais | 20 / 4,8 | 10 | 5 / 1,2 |
| Areias siltosas (loam) | 5 / 1,2 | 10 | 1,3 / 0,31 |
| Silte arenoso | 2,5 / 0,6 | 10 | 0,64 / 0,15 |
| Silte | 1,3 / 0,31 | 10 | 0,33 / 0,08 |

Quadro 2.2 – Taxas de infiltração recomendadas de acordo com o ensaio de gradação ASTM (WDOE, 2003 *in* Massmann, 2003)

| D10 determinado pelo ensaio de gradação ASTM D422 (mm) | Taxa de infiltração a longo prazo estimada (cm/h) / (m/d) |
|---|--|
| <0,4 | 23 / 5,52 |
| 0,3 | 16,5 / 3,96 |
| 0,2 | 8,9 / 2,14 |
| 0,1 | 5 / 0,12 |
| 0,05 | 2 / 0,048 |

O manual *King County Surface Design* (King County, 1998 *in* Massman, 2003) refere para calcular a taxa de infiltração os procedimentos da EPA do ensaio de percolação, com nível decrescente, e o ensaio com o infiltrómetro de duplo anel. O manual sugere a realização de pelo menos três ensaios e a aplicação de factores de correcção relacionados com as incertezas do ensaio ou do meio receptor, ou relacionados com a acumulação de partículas finas no fundo da bacia.

2.8 Experiências de recarga artificial no mundo

Nas últimas décadas o aumento da população mundial e do desenvolvimento urbano e industrial conduziu à sobre-exploração dos aquíferos existentes em muitos locais. Para aumentar os recursos subterrâneos e melhorar a qualidade da água, a recarga artificial têm vindo a tornar-se uma importante ferramenta para a gestão das águas subterrâneas. Consequentemente, a aplicação destas técnicas tem vindo a aumentar nos últimos anos.

A necessidade de um inventário global sobre as experiências de gestão da recarga de aquíferos conduziu à elaboração de um projecto-piloto designado por “*Artificial Recharge of Groundwater in the World*”, coordenado pelo *Acacia Institute* e *International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC)*. A informação está ainda a ser recolhida e será disponibilizada em forma de base de dados no portal da IGRAC (<http://www.igrac.nl>). No entanto, já está disponível um mapeamento preliminar do número de experiências de gestão de recarga artificial existentes no mundo através da ferramenta *Global Groundwater Information System (2004)*, criada pelo IGRAC (Figura 2.12) (http://igrac.nitg.tno.nl/ggis_map/start.html). O Quadro 2.3 foi derivado desta aplicação e fornece uma indicação preliminar sobre a existência de estudos de gestão de recarga artificial em mais de 50 países e uma ordem de grandeza, que varia entre >30, 30-10, 10-5 e <5 casos. Existem ainda algumas lacunas nesta ferramenta. Fornece a informação da existência de experiências de recarga, verificando-se maior adesão nos EUA, Austrália, Índia, China, Israel, Espanha e Holanda.

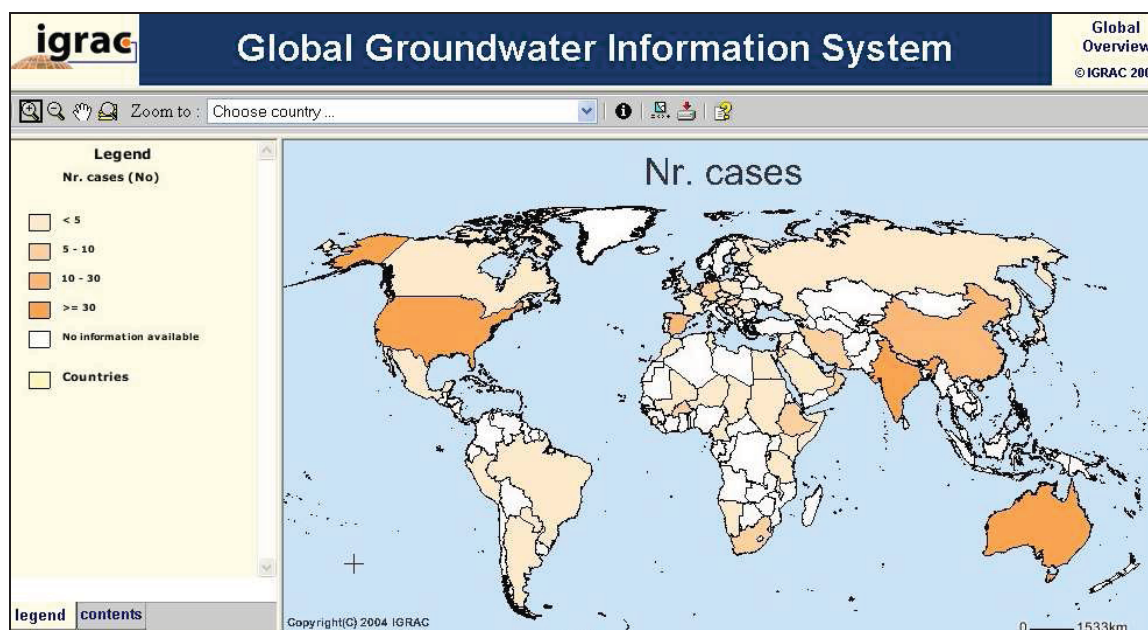


Figura 2.12 – Distribuição espacial do número de casos de recarga artificial no mundo – *Global Groundwater Information System, IGRAC (2004, pesquisa em 2007)*

Segundo Topper *et al.* (2004, in SEWRPC, 2006), a recarga artificial de aquíferos é utilizada em pelo menos 26 países e 32 estados. Nos EUA os projectos mais significativos localizam-se em zonas áridas e semi-áridas do Oeste ou em zonas onde o crescimento populacional causou uma perturbação significativa nos recursos hídricos disponíveis. Destacam-se os seguintes estados: Arizona, Califórnia, Nevada, Florida, Kansas, Colorado, New Jersey e New York (ASCE, 2001). O *United States Geological Survey (USGS)* esteve envolvido nestes projectos há mais de 100 anos (Weeks, 2002 in SEWRPC, 2006). Os sistemas de ASR são utilizados nos EUA desde 1969 e cerca de 69

estão em funcionamento (em Março de 2004). No resto do mundo foram contabilizados cerca de 100 sistemas de ASR, distribuídos pelo Reino Unido, Austrália, Israel e Canadá (SEWRPC, 2006). Na Europa os sistemas de recarga induzida (*riverbank filtration*) são mais comuns, atingindo percentagens importantes do abastecimento para consumo doméstico, nomeadamente 16% na Alemanha, 40% na Hungria, 48% na Finlândia, 50% na França e 80% na Suíça (Tufenkji *et al.*, 2002 *in* SEWRPC, 2006). Este tipo de sistema de recarga é menos comum nos EUA, mas existem experiências nos estados do Nebraska, Iowa, Ohio, Kentucky, Missouri, e Wyoming (várias referências *in* SEWRPC, 2006). Em termos percentuais, o volume de água recarregado artificialmente, independentemente do seu destino final em termos de utilização, atinge os 85% nos EUA, 13% na União Europeia e 2% nos restantes países do mundo (Díaz *et al.*, 2000).

Quadro 2.3 - Inventário do número de casos de Recarga artificial no mundo por continente
Global Groundwater Information System – IGRAC (2004, pesquisa em 2007)

| Nº de casos/ continente | América | Ásia | África | Europa | Oceânia |
|----------------------------|---|---|---|--|-----------|
| >30 | Estados Unidos (Arizona, Texas, Florida, Colorado, Califórnia, Utah, Nevada, etc) | Índia | | Holanda | Austrália |
| 10-30 | | China | | Espanha | |
| 5-10 | | Nepal Republica Islâmica do Irão Emirados Árabes Unidos Omã Jordânia | Etiópia África do Sul Burkina Faso | Alemanha Hungria | |
| <5 | Canadá México Peru Brasil Paraguai Argentina | Rússia Arábia Saudita Israel Territórios Ocupados da Palestina República Árabe Síria Japão | Marrocos Tunísia Egipto Sudão Chade Nigéria Mali Serra Leoa Camarões Somália Quênia Republica Unida da Tanzânia Malawi Namíbia | Reino Unido França Suíça Áustria Polónia Finlândia Eslovénia Sérvia e Montenegro Roménia Eslováquia Republica Checa Letónia | |

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 apresenta-se com mais detalhe no Anexo 1.

Na Europa existem exemplos de recarga artificial 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. O Anexo 1 inclui uma descrição mais extensa sobre as práticas de recarga artificial nestes países.

Nos Estados Unidos 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. Remeteu-se para o Anexo 1 uma descrição mais extensa sobre estes projectos de recarga artificial, pelo contributo que representam a sua vasta experiência adquirida, na aplicação e no estudo da recarga artificial. Em seguida apresenta-se apenas um resumo para o estado do Arizona.

No estado do Arizona, uma má gestão dos seus recursos subterrâneos no passado provocou uma descida rápida dos níveis piezométricos, uma redução da qualidade da água e casos de subsidência da superfície do solo. 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 recolocação da água nos aquíferos para aumentar os recursos, armazenando água subterraneamente durante os períodos de maior disponibilidade para utilização futura nos períodos de escassez. No caso do Arizona, complementarmente, fornecia também uma forma de utilização da água proveniente do Projecto do Rio Colorado (CAP) (Eden *et al.*, 2007), um canal que distribui a água pelo Estado. Os impactos da implementação deste Programa foram significativos na gestão da água deste Estado.

Em seguida descrevem-se sumariamente alguns Projectos de recarga artificial que este Programa desencadeou. O Projecto de recarga de Água Fria é formado por sete bacias de infiltração e respectivo sistema de distribuição da água do rio e uma secção no leito do rio utilizada para a recarga (Figura 2.13). Combina numa mesma instalação, a recarga no leito do rio com as bacias de infiltração. A manutenção das instalações de recarga é efectuada de modo a garantir a eficiência das taxas de infiltração, que variam entre 0,81 a 1,29 m/dia, na secção do rio, e entre 0,36 e 1,04 m/dia, nas bacias. O sistema encontra-se implantado em formações aluvionares de areia, cascalho e seixo, moderadamente calibradas que constituem um aquífero freático. Os volumes de recarga atingiram os 72,6 hm³/mês de valor máximo e variam regularmente entre 29,6 a 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 (CAP, 2007).

O Projecto de recarga artificial de *Avra Valley* é constituído por quatro bacias de infiltração (com 4,4 ha no total), que recebem a água bombada do CAP, primeiro para um canal de irrigação e daqui para uma zona de distribuição central (Figura 2.14). 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 habituais de raspagem do fundo da bacia (CAP, 2007).



Figura 2.13 – Vista aérea das instalações de recarga artificial do Projecto Água Fria, no Arizona (CAP, 2007).

O sistema de recarga artificial de *Lower Santa Cruz* é formado por 3 bacias de infiltração, com aproximadamente 12 ha de dimensão total, que recebem água proveniente do CAP através de um canal de irrigação (Figura 2.14). As taxas de infiltração obtidas foram excepcionais, de 2,1 m/dia. A profundidade ao nível antes da recarga artificial era de 84 metros, subindo para os 57 metros actualmente, após o início da recarga. A capacidade total de armazenamento do aquífero é de 740 hm³. 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 408 796 m³/mês (CAP, 2007).

Normalmente, a espessura não saturada nestes locais é bastante elevada, possibilitando assim um volume elevado disponível para o armazenamento. Também o tipo de formações que constituem estes aquíferos possui permeabilidades muito elevadas, reflectindo-se nas elevadas taxas de infiltração e na eficiência dos sistemas.



Figura 2.14 – Vista aérea dos sistemas de recarga relativos aos Projectos de Avra Valley e Lower Santa Cruz. Operações de manutenção de raspagem do fundo realizadas numa das bacias (CAP, 2007).

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 mil milhões de m³, sendo esta quantidade igual ao consumo anual (MFA, 2007).

A causa deste problema tanto se deve a causas naturais, os períodos de secas, como antropogénicas, designadamente, o aumento populacional e dos padrões de vida provocaram o aumento das necessidades de água para abastecimento doméstico (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.

Neste país, os três principais objectivos da recarga artificial são a reposição dos níveis piezométricos, o armazenamento sazonal e por períodos longos e a reutilização de efluentes tratados. 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. Na Figura 2.15 pode observar-se um esquema do Complexo com as bacias de decantação e infiltração, visitado no âmbito do Projecto Gabardine, numa deslocação a Israel, em Maio de 2006.



Figura 2.15 - Pormenor do esquema do Complexo de recarga artificial de Menashe e fotografia da bacia de decantação assinalada no mapa, tirada durante a visita de estudo a Israel (em Maio/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* 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, 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). A Figura 2.16 mostra um esquema do processo de recarga artificial e furos de recuperação da água infiltrada e uma vista aérea das bacias de infiltração.

Este Complexo dispõe de dois sistemas de recarga: o primeiro composto por quatro bacias (área de 24 ha) e o segundo por três bacias (área de 18 ha). O enchimento 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 (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. No entanto, os usos da água após recarga também incluem o uso industrial ou urbano não potável e recreativo (NRC, 1994). A Figura 2.17 mostra duas bacias em fases distintas, tirada durante a visita de estudo ao Complexo, realizada no âmbito do Projecto Gabardine. No Anexo 1 apresenta-se uma descrição mais detalhada sobre a recarga artificial e as fontes de água alternativas para a recarga em Israel.

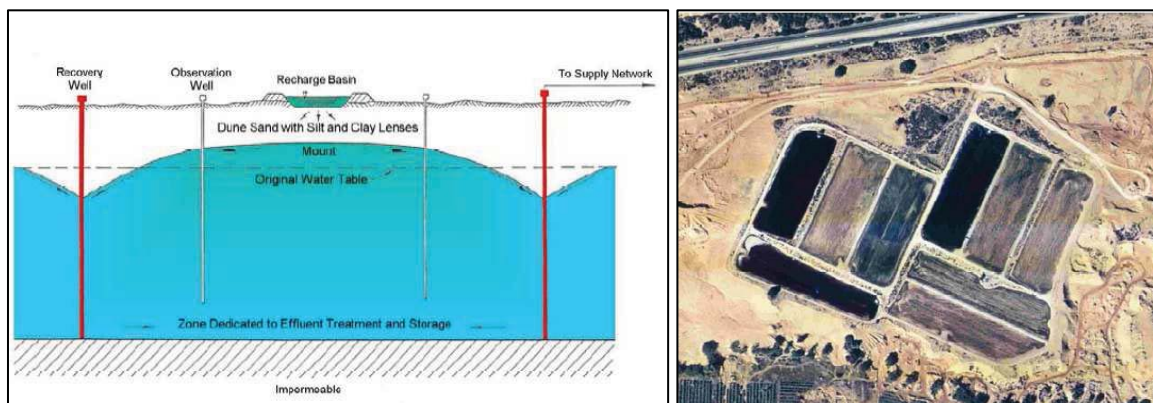


Figura 2.16 – Ilustração esquemática do processo de infiltração e fotografia aérea do Complexo de recarga artificial de Shafdan (Israel) (Bensabat, 2006)



Figura 2.17 - Pormenor de duas bacias de infiltração no Complexo de recarga artificial de Shafdan durante a visita de estudo a Israel (em Maio/2006).

2.9 Principais Projectos relacionados com o tema "Recarga Artificial de Aquíferos"

2.9.1 Introdução

A Associação Internacional de Hidrogeólogos (AIH) têm uma Comissão de trabalho de pessoas que investiga o tema da gestão da recarga artificial (*Management of Aquifer*

Recharge AIH-MAR). O Presidente e o Vice-Presidente da AIH-MAR são Peter Dillon (Austrália) e Ian Gale (UK), respectivamente. No seu *site* na *Internet* têm disponível informação sobre conferências, simpósios, reuniões, publicações e projectos relacionados com o tema (<http://www.iah.org/recharge/index.html>). Os objectivos desta Comissão, fundada em Janeiro de 2002 pela AIH, pretendem "(...) expandir os recursos hídricos e melhorar a qualidade da água de diversas formas que sejam apropriadas, ambientalmente sustentáveis, tecnicamente viáveis, economicamente e socialmente atractivas. Para isto terão de promover o desenvolvimento e a implementação de melhores práticas de gestão da recarga de aquíferos, o que será conseguido pela sensibilização do MAR, entre outros membros da AIH, profissionais nesta área e restante comunidade, pela facilitação da troca de informação internacional entre membros (e.g. página na Internet e lista de e-mails), pela disseminação de resultados de investigação e de experiências desenvolvidas (e.g. via conferências e uma base de dados de referências) e pelo empreendimento do desenvolvimento de projectos e outras actividades comuns."

2.9.2 Programas e Projectos de Investigação

Os principais Programas e Projectos de Investigação relacionados com o tema "Gestão da recarga artificial", em desenvolvimento ou concluídos, vêm referidos na lista seguinte (<http://www.iah.org/recharge/projects.html>):

1. **GABARDINE** (<http://www.gabardine-fp6.org/home>)
2. **RECLAIM WATER** (<http://www.reclaim-water.org>)
3. **AQUASTRESS** (<http://www.aquastress.net>)
4. **ALERT** (<http://www.bgs.ac.uk/science/alert/home.html>)
5. **AGRAR - Augmented Groundwater Resources by Artificial Recharge**
6. **ASR-UK - Aquifer Storage Recovery**
7. **ASCE Survey of Artificial Recharge**
8. **AWWARF Water Quality Improvements During ASR Questionnaire**
9. **Management of Aquifer Recharge (MAR) Inventory**

2.9.2.1 Projecto GABARDINE

O desenvolvimento desta Tese de Doutoramento encontra-se inserido no âmbito das actividades desenvolvidas para o Projecto GABARDINE do 6º Programa-Quadro de Investigação, Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração (*Specific Targeted Research or Innovation Project*), que se intitula "*Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management*". A coordenação do projecto está a cargo da Universidade de Gottingen (GZG) (Coordenado pelo Prof. Dr.-Ing Martin Sauter e pelo Prof. Dr.-Ing Bernd Rusteberg) e as restantes instituições participantes são: LNEC (Portugal), GZG (Alemanha), UPC (Espanha), IIT, EWRE e IHS (Israel), ULG (Bélgica), AUTH, GEOS e EYATH (Grécia), UNOT (Inglaterra), PHG e PWA (Palestina). O início do estudo foi em Novembro de 2005 e termina a 30 de Abril de 2009.

Os objectivos principais do projecto são os seguintes: (1) identificar fontes alternativas de água e investigar a viabilidade económica e ambiental da sua utilização em zonas semi-áridas, no contexto de uma gestão integrada dos recursos hídricos; (2) investigar

os aquíferos como principal meio destinado ao armazenamento sazonal e a longo prazo destas fontes alternativas de água; (3) melhorar o conhecimento sobre as formas de introdução destas fontes de água no aquífero, nomeadamente através da recarga artificial, incluindo ainda a monitorização da qualidade da água e a purificação através de processos naturais de atenuação e filtração; (4) avaliar e quantificar o potencial impacto de factores de alteração, tais como, as alterações climáticas, alterações na qualidade da água, intrusão salina, etc. na qualidade e uso global do recurso através do desenvolvimento de ferramentas de mapeamento e avaliação do risco, de modelação e de monitorização, e propor medidas de prevenção ou de minimização, e de mitigação do seu impacto. As fontes alternativas de água são, *e.g.*, o volume excedente resultante do escoamento superficial gerado durante eventos de precipitação intensos, as águas residuais tratadas, o volume excedente de água dessalinizada em períodos de maior disponibilidade ou de menor necessidade e a exploração de massas de água salgada que poderão ser usadas para rega de determinadas culturas.

O projecto foi estruturado em oito *Work-Packages*, nomeadamente: WP1: *Project Management*; WP2: Precipitação, Recarga de aquíferos e Balanço Hídrico; WP3: Fontes alternativas de água e recarga artificial (métodos de investigação, tecnologias, operações de gestão e de utilização); WP4: Metodologias auxiliares (modelos, calibração, análise de sensibilidade, vulnerabilidade); WP5: Casos de estudo; WP6: Integração; WP7: Aspectos socio-económicos e WP8: Disseminação. Quatro casos de estudo foram seleccionados para experiências reais de sistemas de recarga artificial de aquíferos: o Llobregat Valley (Espanha), o sistema aquífero da Campina de Faro (Portugal), o aquífero costeiro de Israel e Palestina (na faixa de Gaza) e a Baía de Thessaloniki (Grécia). Estes casos de estudo enfrentam problemas diversos de abastecimento de água devido a sobre-exploração, intrusão salina ou poluição por más práticas agrícolas. O impacto esperado do projecto nestes locais é claro, uma vez que se espera que sejam avaliados os balanços e as necessidades de água, e serão sugeridas aos *end-users* as alternativas para colmatarem estes problemas hidrológicos.

A componente prática e experimental desta tese foi desenvolvida no caso de estudo português, o sistema aquífero da Campina de Faro. Foi proposto, entre outras áreas de investigação, o desenvolvimento e a implementação de um projecto de recarga artificial com o objectivo de melhorar a qualidade da água subterrânea no sistema aquífero da Campina de Faro. Este projecto de recarga visa a aplicação de diferentes metodologias de recarga artificial à área de estudo e a análise da sua resposta, tendo como objectivo principal contribuir para a recuperação, em termos de qualidade da água subterrânea, de um sistema aquífero declarado como zona vulnerável aos nitratos provenientes de más práticas agrícolas. Mais detalhes sobre os estudos realizados serão apresentados nos Capítulos seguintes.

2.9.2.2 Projecto RECLAIMWATER

O projecto RECLAIMWATER – “*Water reclamation technologies for safe artificial groundwater recharge*” é um *Specific Targeted Research Project* financiado pela CE sob o tema prioritário “*Global Change and Ecosystems*” do 6º Programa-Quadro da UE. Pretende fornecer tecnologias eficientes para monitorização e mitigar os riscos crescentes colocados por contaminantes químicos e patogénicos, existentes nas águas superficiais que escoam em rios, para os quais são vazadas águas residuais tratadas utilizadas na

recarga das águas subterrâneas. Integrará soluções tecnológicas de recuperação da qualidade da água com processos naturais de atenuação que ocorrem no meio sub-superficial de forma a aceder a uma melhoria da qualidade da água tendo como base contaminantes chave. Este projecto pretende relacionar o conhecimento obtido em novos processos de tratamento e o comportamento dos contaminantes em função do risco associado com uma utilização proposta. Os estudos de risco incluem as fases de captação, tratamento, armazenamento e distribuição, ferramentas analíticas, sistemas de monitorização e controlo, procedimentos de operação e comunicação. Uma aplicação coerente destes elementos, num conjunto de casos de estudo que utilizam importantes práticas de reuso da água, resultará num conjunto de recomendações a ser providas ao nível dos *end-users*, aos quais compete a gestão do risco exercida numa base diária. O resultado do projecto pretende contribuir para a definição das melhores tecnologias disponíveis para a recuperação da água de efluentes residuais e para a aplicação do reuso da água numa utilização lógica dos componentes técnicos, analíticos e operacionais.

Um conjunto de seis casos de estudos, com sistemas de recarga artificial totalmente operacionais, foi utilizado para aceder o desempenho geral da recarga artificial nestes locais (Quadro 2.4). Os casos de estudos pretendem fornecer a possibilidade de comparação entre tecnologias de recuperação da qualidade da água e várias metodologias de recarga artificial de aquíferos, desde as bacias de infiltração à injeção directa no aquífero. Estes locais serviram igualmente de base para testar métodos e equipamentos analisados em laboratório ou em escalas piloto, relacionados com: a) novas tecnologias para tratamento prévio antes da recarga (WP1); b) ferramentas de detecção de poluentes iminentes (WP2 e WP3); c) estudos de comportamento dos contaminantes (WP5); d) avaliação de risco e aplicação HACCP; e) estudos de modelação (WP7).

O projecto RECLAIMWATER foi coordenado pelo *Chemical Engineering Department* da *RWTH Aachen University*, na Alemanha, através do Prof. Dr.-Ing. Thomas Melin e do Dr.-Ing. Thomas Wintgens.

Quadro 2.4 – Descrição sumária dos casos de estudo abordados no Projecto RECLAIMWATER (<http://www.reclaim-water.org>)

| Localização e capacidade | Descrição do esquema |
|--|---|
| <p>Adelaide Salisbury, Austrália do Sul Capacidade: 1100 m³/dia</p> | <p>Água de escorrência urbana tratada em zonas húmidas e injectada num aquífero de água salobra. Água é recuperada através de furos de recuperação. Seis sistemas de furos em operação. Sem clorinação. Intenção de utilização da água recuperada para abastecimento público. Enquanto não se demonstra a sua aplicabilidade para este uso será utilizada para irrigação.</p> |
| <p>Atlantis (Cape Town) África do Sul Capacidade: 15000 m³/dia Infiltração actual: 2,7 milhões m³/ano</p> | <p>Água de escorrência urbana, proveniente essencialmente de zonas residenciais, colectada via um conjunto de bacias de detenção, é misturada com águas residuais domésticas, sujeitas a um tratamento secundário e depois recarregada a montante de um sistema de furos de extracção. Objectivo é o aumento da capacidade de abastecimento. A mistura resultante de água subterrânea com água de recarga é extraída num campo de furos e utilizada como água potável, para abastecimento à cidade de Atlantis.</p> |

| Localização e capacidade | Descrição do esquema |
|--|--|
| <p>Gaobeidian Beijing, China Capacidade: 650 m³/dia</p> | <p>Efluentes com tratamento terciário são utilizados para a recarga de aquíferos. Inicialmente é feita a sua passagem através de um filtro de areia, com capacidade superior a 500 m³/dia. Depois é feita a extracção desta água e a sua injeção através de furos de infiltração. Adicionalmente, a recarga pode efectuar-se através de uma bacia de espalhamento, com capacidade para 100-150 m³/dia.</p> |
| <p>Mezquital Valley México Capacidade: 2,2 milhões m³/dia Infiltração actual: 630 milhões m³/ano</p> | <p>Águas residuais misturadas com águas de escorrência e águas pluviais são descarregadas numa zona de irrigação, com uma área superior a 76 000 ha. Cerca de 40 % da água é infiltrada no aquífero. A sua recuperação é feita via furos e nascentes (em operação estão 206 sistemas de furos, 31 nascentes e 63 poços). A água recuperada apenas é sujeita a clorinação e depois distribuída para abastecimento humano e industrial, para irrigação e outros usos.</p> |
| <p>Nardò Região de Salento, Bari, Itália Capacidade: 12 000 m³/dia</p> | <p>Efluentes municipais com tratamento secundário são transportados via um canal aberto para injeção no aquífero através de um <i>sinkhole</i>. A recarga do aquífero funciona como barreira à intrusão salina. A origem de água é também utilizada como água para abastecimento.</p> |
| <p>Sabadell 30 km de Barcelona, Espanha Capacidade: 25 000 m³/dia</p> | <p>Águas residuais com tratamento secundário são descarregadas no leito de um rio onde se infiltram. A recuperação da água é realizada via uma mina localizada sob o rio; depois é sujeita a desinfecção (UV) e distribuída para irrigação em parques recreativos.</p> |
| <p>Shafdan Negev, Israel</p> | <p>Águas residuais com tratamento secundário provenientes da região de Tel-Aviv são recarregadas num aquífero através de um sistema de "<i>soil aquifer treatment</i>", com um tempo de retenção de 6-12 meses. Posteriormente a água é extraída e utilizada para irrigação agrícola (cerca de 216 milhões m³/ano)</p> |
| <p>Torrele (Wulpen) Bélgica Capacidade: 8640 m³/dia Infiltração actual: 2,5 milhões de m³/ano</p> | <p>Efluentes municipais com tratamento terciário são descarregados numa bacia de infiltração (área 18 000 m²), com uma taxa média de infiltração de 285 m³/hora, através de dunas numa zona costeira, com o objectivo de prevenção da intrusão salina e de recarga de um aquífero utilizado para a produção de água para abastecimento. As águas reutilizadas são recapturadas, após um tempo de residência mínimo no aquífero, de 40 dias e seguidamente sujeitas a um tratamento de aeração e filtração com areia.</p> |

2.9.2.3 Projecto AGRAR - Augmented Groundwater Resources by Artificial Recharge

O Projecto AGRAR – "*Augmented Groundwater Resources by Artificial Recharge*", criado pelo *British Department for International Development* (DFID) e liderado pelo *British Geological Survey* (BGS), em colaboração com outras organizações, iniciou-se em Julho de 2002 e terminou em Julho de 2005 (<http://www.iah.org/recharge/pdf/AGRAR%20flyer%20Phase%202.pdf>). Sendo as águas subterrâneas a principal fonte de abastecimento nas zonas rurais em muitos países em desenvolvimento, o aumento das extracções nos últimos anos, para satisfazer as necessidades crescentes dos utilizadores domésticos e para uso de irrigação, levantou a preocupação da sustentabilidade do recurso e do modo de vida que este suporta. Para resolver esta questão foi dado

considerável relevo ao aumento da recarga natural por ambos os processos tradicionais e mais recentes. Numa primeira fase do projecto foi feita uma revisão das metodologias e controlo de eficiências, procurando identificar benefícios, restrições e incertezas associados à recarga de aquíferos. A segunda fase do projecto investigou a eficiência de estruturas de recarga artificial nos seguintes locais de estudo: Coimbatore (Tamil Nadu, Índia), Kolwan Valley (Maharashtra, Nepal), Aravalli Hills (Gujarat, Índia), TBS Rajasthan (Índia) e Kathmandu Valley (Nepal).

Os objectivos do projecto são auxiliar os decisores a tomar resoluções fundamentadas no âmbito da importância da recarga artificial no abastecimento a zonas rurais e, em projectos de gestão das águas subterrâneas. A metodologia seguida permitiu: a) melhorar o conhecimento dos impactos da recarga artificial em diferentes cenários físicos e socio-económicos; b) elaborar um guia no âmbito da eficiência da recarga artificial para os executores e decisores políticos, abordando os tipos de recarga artificial que deverão ser efectivos em termos de impacto no ciclo da água, particularmente no armazenamento subterrâneo, nos sistemas de gestão e acordos institucionais e a sua contribuição para a manutenção do estilo de vida das populações; c) disseminação de conhecimento.

A coordenação do projecto foi realizada por Mr. Ian Gale do BGS e as organizações participantes listam-se em seguida: *Advanced Centre for Water Resources Development and Management* (ACWADAM); Pune, *Vikram Sarabhai Centre for Development Interaction* (VIKSAT); Gujarat, *Tamil Nadu Agricultural University* (TNAU); Coimbatore, *Institute of Development Studies* (IDS-Jaipur), India, *Nepal Water Conservation Foundation* (NWCF); Nepal, *Institute for Social and Environmental Transition* (ISET); Nepal e USA; UNESCO *New Delhi Office and Paris Office*; *International Association of Hydrogeologists* (IAH); *Central Groundwater Board* (CGWB), Govt. of India; *Department of Drinking Water Supplies* (DDWS), Govt. of India.

O relatório final do projecto, assim com outras publicações resultantes do estudo, estão disponíveis no site <http://www.iah.org/recharge/projects.html>.

2.9.2.4 ASR-UK - Aquifer Storage Recovery

O *British Geological Survey* (BGS) conduziu uma investigação preliminar no sentido de identificar o potencial hidrogeológico para a execução de metodologias de ASR em Inglaterra e Wales, de forma a clarificar assuntos regulamentares relevantes e identificar temas de investigação que limitam o desenvolvimento. Alguns destes conteúdos foram investigados num projecto designado por ASR-UK: "*Elucidating the hydrogeological issues associated with aquifer storage and recovery in the UK*", iniciado em Abril de 1999 (http://www.nwl.ac.uk/gwf/asr/asr_intro.htm). O relatório final, editado em 2002, está disponível em <http://www.iah.org/recharge/pdf/asr%20uk%20bgs.pdf>.

2.9.2.5 ASCE - Survey of Artificial Recharge

Uma pesquisa conduzida por Ivan Johnson da ASCE/EWRI (*American Society of Civil Engineers/Environmental and Water Resources Institute*) documenta o estado dos locais de investigação e operação de tecnologias de recarga artificial em 2001.

2.9.2.6 AWWARF - *Water Quality improvements during ASR questionnaire*

A AWWARF (*American Water Works Association Research Foundation*) através de Peter Dillon conduz uma investigação restritiva apenas à determinação de alterações na qualidade da água em locais onde são utilizados furos de injeção (<http://www.bankfiltration.org/>).

2.9.3 Disseminação de estudos sobre Recarga artificial

A disseminação de estudos de investigação relacionados com o tema é feita em revistas da especialidade e principalmente em Simpósios subordinados unicamente à "Recarga artificial de aquíferos". Seguidamente apresenta-se uma listagem destes eventos, referenciados por *International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*, por ordem cronológica:

- *Symposium Artificial Recharge and Management of Aquifers*. Haifa, Israel, Março, 1967.
- 1st *International Symposium on Artificial Recharge of Ground Water*. Anaheim, Califórnia, USA, Agosto, 1988.
- 2nd *International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*. Orlando, Florida, Julho, 1994.
- *International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater – ARG96*. Helsínquia, Finlândia, Junho, 1996.
- 3rd *International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater (TISAR98)* Amsterdão, Holanda, Setembro, 1998.
- 4th *International Symposium on Artificial Recharge (ISAR4)*. Adelaide, South Austrália, Setembro, 2002.
- 5th *International Symposium on Management of Aquifer Recharge - ISMAR 5*. Berlin, Alemanha, 10-16 Junho, 2005 (*Proceedings* publicados pela UNESCO, disponível em <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001492/149210E.pdf>).
- 6th *International Symposium on Management of Aquifer Recharge - ISMAR6*. Phoenix, Arizona, USA, Outubro/Novembro, 2007 (<http://www.ismar2007.org>).
- 5th *Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*. Tucson, Arizona, Maio, 1991.
- 6th *Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater: Purpose, Problems and Progress*, Scottsdale, Arizona, Maio, 1993
- 7th *Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater: The Role of Recharge in Integrated Water Management*. Tempe, Arizona, Maio, 1995.
- 8th *Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater: Recharge for the People*. Tempe. Arizona, Junho, 1997.
- 9th *Biennial Symposium on the Artificial Recharge of Groundwater*. Tempe, Arizona, 1999.
- 10th *Biennial Symposium on the Artificial Recharge of Groundwater*. Tucson, Arizona, Junho, 2001.
- 1st *Joint Workshop of EC Projects Reclaim Water & Gabardine*, 20-23 de Março de 2007, Sabadell (Barcelona), Espanha. *Artificial groundwater recharge recovery and reuse. Natural and reclaimed water* (<http://www.tilesa.es/reclaimwater-gabardine/index.htm>).

2.10 Aspectos legislativos sobre a recarga artificial de aquíferos

2.10.1 Introdução

Este Capítulo finaliza com uma breve abordagem aos aspectos da legislação nacional e comunitária que referem e regulamentam a recarga artificial das águas subterrâneas. Incluiu-se também a referência à Directiva dos Nitratos e à definição de zonas vulneráveis, pelo seu interesse no âmbito do caso de estudo deste trabalho cuja aplicação prática se vai desenvolver nos Capítulos que se seguem.

A “recarga artificial de águas subterrâneas” constituiu uma metodologia ainda pouco abordada na legislação nacional. Tem sido mencionada recente e pontualmente em algumas leis, que se listam em seguida:

- **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).
- **Lei n.º 58/2005**, de 29 de Dezembro (**Lei da Água**), transpõe para o ordenamento jurídico nacional a Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro (Directiva Quadro da Água).
- **Decreto-Lei n.º 197/2005**, de 8 de Novembro, altera o Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, transpondo parcialmente para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2003/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Maio, relativa à participação do público na elaboração de certos planos e programas relativos ao ambiente, na parte que altera a Directiva n.º 85/337/CEE, do Conselho, de 27 de Junho, alterada pela Directiva n.º 97/11/CE, do Conselho, de 3 de Março.
- **Decreto-Lei n.º 77/2006**, de 30 de Março, que complementa a transposição da Directiva Quadro da Água, em desenvolvimento do regime fixado na Lei da Água.
- **Decreto-Lei n.º 226-A/2007**, de 31 de Maio, que estabelece o novo regime da utilização dos recursos hídricos, nos termos da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, e revogou o Decreto-Lei n.º 46/94, de 22 de Fevereiro.
- **Portaria n.º 1450/2007**, de 12 de Novembro, que fixa as regras em falta para a instrução dos pedidos de utilização dos recursos hídricos, complementando a aplicabilidade do Decreto-Lei nº 226-A/2007.
- **Decreto-Lei 69/2000**, de 3 de Maio, aprova o regime jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 85/337/CEE, com as alterações introduzidas pela Directiva 97/11/CEE, do Conselho, de 3 de Março de 1997, e pela Directiva n.º 2003/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Maio de 2003, Revogado o seu n.º 3 do artigo 46.º pelo Decreto-Lei n.º 74/2001, de 26 de Fevereiro.
- **Decreto-Lei n.º 97/2008**, de 11 de Junho, aprova o regime económico e financeiro dos recursos hídricos, dando também cumprimento ao disposto no n.º 3 do artigo 102.º da Lei da Água.
- **Decreto-Lei nº 208/2008**, de 28 de Outubro, estabelece o regime de protecção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 2006/118/CE, do Parlamento Europeu e do

Conselho, de 12 de Dezembro, dando também cumprimento ao disposto no artigo 47.º e no n.º 3 do artigo 102.º da Lei da Água, no respeitante à avaliação do estado químico da água subterrânea.

2.10.2 A Directiva-Quadro da Água

A DQA constituiu um documento amplamente divulgado e citado em diversos estudos da especialidade. No site do INAG (<http://www.inag.pt>) são apresentados, de forma clara e sintetizada, alguns aspectos fundamentais deste documento que passam pelos seus antecedentes, princípios, objectivos, derrogações, estrutura, principais disposições, implementação, prazos e outras Directivas relacionadas.

A apresentação da primeira proposta da DQA pela Comissão Europeia foi em Fevereiro de 1997, após ter sido reconhecida a insuficiência da legislação comunitária em vigor relativa à protecção das águas. Após um processo de negociações, a DQA na sua forma definitiva, foi adoptada pelo Parlamento Europeu e o Conselho, em Setembro de 2000, e publicada no Jornal Oficial das Comunidades Europeias, de 22 de Dezembro de 2000. Actualmente, constitui o principal instrumento da nova Política da Água na União Europeia, visando, ao contrário da anterior legislação, estabelecer uma estrutura para a protecção e utilização sustentável das águas de superfície e subterrâneas no espaço comunitário, através de uma abordagem comum e com objectivos, princípios e medidas de base comuns e coordenados entre si (adaptado de <http://www.inag.pt>).

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 sustentável 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 procurou salientar os aspectos da Lei da Água que se focam na componente do ciclo hidrológico das águas subterrâneas e em aspectos relacionados com o 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 que se aplica na componente das águas subterrâneas aponta para a necessidade de “(...) assegurar a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evitar o agravamento da sua poluição” (artigo 1.º).

A referência à recarga artificial é feita no “Programa de medidas” (artigo 30.º), que devem ser asseguradas para cada região hidrográfica, através dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (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).

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, 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”. Os objectivos ambientais para as águas subterrâneas (artigo 47.º) incluem a aplicação de medidas destinadas a evitar ou limitar a descarga de poluentes e prevenir a deterioração do estado de todas as massas de água; atingir o bom estado das águas subterrâneas, para o que se deve, por um lado, assegurar a protecção, melhoria e recuperação de todas as massas de água subterrâneas, garantindo o equilíbrio entre as captações e as recargas dessas águas, e por outro lado, 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. Os estados quantitativo e químico das águas subterrâneas e a sua monitorização devem ser regulados por normas a aprovar (no prazo de um ano após a entrada em vigor da presente Lei). A descarga directa de

poluentes nas águas subterrâneas é proibida, com excepção das regulamentadas pelo Governo, no prazo de um ano após a entrada em vigor da presente Lei.

No Anexo 2 é realizado um resumo mais alargado de cada Capítulo que compõe a Lei da Água, que aborda determinados aspectos com interesse para a execução de objectivos ambientais na componente das águas subterrâneas que visam essencialmente a redução da sua poluição.

O **Decreto-Lei n.º 77/2006**, de 30 de Março, complementa a transposição da Directiva Quadro da Água, não tendo esta sido transposta na íntegra na referida Lei da Água. Os programas de medidas referidas na Lei da Água (artigo 30.º) integram medidas previstas num conjunto de directivas, já transpostas para o direito interno, e propõe medidas suplementares, de que é exemplo a recarga artificial de aquíferos.

O **Decreto-Lei n.º 97/2008**, de 11 de Junho, aprova o regime económico e financeiro dos recursos hídricos, dando também cumprimento ao disposto no n.º 3 do artigo 102.º da Lei da Água. Implementa a concretização da igualdade tributária e da noção do utilizador-pagador e do poluidor-pagador. Introduce a taxa de recursos hídricos, que terá uma adaptação progressiva, sendo de admitir que o passar do tempo lhe alargue a base de incidência a novas componentes que, não a integram desde já, como ocorre com a poluição difusa dos recursos hídricos. A nova taxa de recursos hídricos não se dirige à generalidade dos pequenos utilizadores, mas antes aos utilizadores de maior dimensão que, pela utilização mais intensiva que fazem dos recursos hídricos, provocam maior desgaste ambiental e obrigam a administração a encargos de planeamento e monitorização mais cuidados.

2.10.3 Legislação relativa ao regime de utilização dos recursos hídricos

O **Decreto-Lei n.º 226-A/2007**, de 31 de Maio, estabelece o regime sobre as utilizações dos recursos hídricos e respectivos títulos, para dar resposta e completar a reformulação do regime de utilização de recursos hídricos, iniciada pela Lei da Água. Inclui o licenciamento da recarga artificial e da injeção artificial de águas subterrâneas. O artigo 21.º refere as Licenças sujeitas a concurso, nas quais se incluem as utilizações de: "(...) ocupação do domínio público hídrico, salvo nos casos de rejeição de águas residuais, de recarga e injeção artificial em águas subterrâneas ou ainda de usos dominiais com um prazo igual ou inferior a um ano" (alínea b). A "(...) a recarga artificial das massas de água subterrâneas só é permitida desde que não comprometa o cumprimento dos objectivos ambientais estabelecidos para as massas de água subterrâneas que são objecto da recarga" (artigo 58.º) e, "(...) a injeção artificial em massas de águas subterrâneas só é permitida nas situações específicas referidas no n.º 4 do artigo 30.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, e desde que não comprometa o cumprimento dos objectivos ambientais definidos para as massas de água afectadas" (artigo 59.º). Os procedimentos necessários para formalizar estas licenças incluem a necessidade de especificar alguns aspectos, tais como: a caracterização das massas de água afectadas; a qualidade das águas que poderão ser utilizadas para efectuar a recarga; os caudais envolvidos; a definição do calendário de trabalhos a executar e de um programa de auto-controlo da quantidade e qualidade da água.

A **Portaria n.º 1450/2007**, de 12 de Novembro, veio fixar as regras em falta para a instrução dos pedidos de utilização dos recursos hídricos, complementando a aplicabilidade do Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio.

2.10.4 Legislação relativa aos estudos de Avaliação de Impacte Ambiental

Na legislação nacional a recarga artificial de aquíferos e a construção de estruturas associadas a este tipo de sistemas, constitui um tema também abordado no regime jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental. O **Decreto-Lei 69/2000**, de 3 de Maio, aprova o regime jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 85/337/CEE, com as alterações introduzidas pela Directiva 97/11/CEE, do Conselho, de 3 de Março de 1997, e pela Directiva n.º 2003/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Maio de 2003, revogado o seu n.º 3 do artigo 46.º pelo Decreto-Lei n.º 74/2001, de 26 de Fevereiro. O Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, foi alterado pelo Decreto-Lei n.º 197/2005, de 8 de Novembro, transpondo parcialmente para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2003/35/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 26 de Maio, relativa à participação do público na elaboração de certos planos e programas relativos ao ambiente.

O Decreto-Lei n.º 69/2000 aprova o regime jurídico da avaliação de impacte ambiental dos projectos públicos e privados susceptíveis de produzirem efeitos significativos no ambiente, constituindo um instrumento fundamental da política de desenvolvimento sustentável. Desta forma é assegurada, também, a conformidade da legislação nacional com os objectivos impostos pela Directiva n.º 85/337/CEE, do Conselho, de 27 de Junho, relativa à avaliação dos efeitos de determinados projectos públicos e privados no ambiente, com as alterações introduzidas pela Directiva n.º 97/11/CE, do Conselho, de 3 de Março, dando resposta às questões suscitadas pelo parecer fundamentado da Comissão Europeia. Estabelece o referido regime jurídico, que os projectos públicos e privados susceptíveis de produzirem efeitos significativos no ambiente estão sujeitos a avaliação do impacte ambiental, nomeadamente os "(...) sistemas de captação de águas subterrâneas ou de recarga artificial dos lençóis freáticos em que o volume anual de água captado ou de recarga seja equivalente ou superior a 10 milhões de m³/ano".

2.10.5 Legislação relativa à definição de Zonas Vulneráveis

A Directiva do Conselho n.º 91/676/CEE, de 12 de Dezembro de 1991, vulgarmente referida como **Directiva dos Nitratos**, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, transposta para a ordem jurídica interna através do **Decreto-Lei n.º 235/97**, de 3 de Setembro, na redacção dada pelo Decreto-lei n.º 68/99, de 11 de Março, determina que os Estados Membros designem as zonas que drenam para as águas poluídas ou susceptíveis de o serem, por nitratos de origem agrícola, como **Zonas Vulneráveis** com base nos resultados dos requisitos de monitorização estabelecidos na directiva e prevê a elaboração dos respectivos Programas de Acção.

A aplicação destes critérios conduziu à identificação de Zonas Vulneráveis pelo Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica (IDRHa) do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, através da Portaria n.º 1100/2004, de 3 de Setembro, que aprova a lista e as cartas onde se identificam seis zonas vulneráveis no

Continente e oito na Região Autónoma dos Açores, revogando a Portaria n.º 258/2003, de 19 de Março, que por sua vez revogou a Portaria n.º 1037/97, de 1 de Outubro. Recentemente foram realizadas actualizações pela aplicação da Portaria n.º 833/2005, de 16 de Setembro, e posteriormente pela aplicação Portaria n.º 1433/2006, de 27 de Dezembro. Actualmente estão identificadas oito zonas vulneráveis no Continente, entre as quais se inclui a Zona Vulnerável de Faro (ZVF), onde se inclui a área de estudo desta Tese.

O objectivo citado na referida Directiva dos Nitratos aponta para a "(...) redução da poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola e impedir a propagação da referida poluição, com o fim de proteger a saúde humana, os recursos vivos, os sistemas aquáticos e salvaguardar outras utilizações legítimas da água". A aplicação da referida Directiva obriga à implementação de algumas acções, que passam pelo controlo da concentração de nitratos, identificação de zonas poluídas e as susceptíveis de o serem, designação de Zonas Vulneráveis e a elaboração de Programas de Acção e códigos de boas práticas agrícolas para estas zonas.

Para as águas subterrâneas, o critério apontado para a identificação das áreas poluídas por nitratos refere apenas a existência actual ou eventual, se nenhuma acção for realizada, de valores de concentração de nitratos superiores a 50 mg/L. Stigter (2005) alerta para o facto de que a adopção deste critério conduz a que uma zona só seja estabelecida como vulnerável quando já se encontra poluída, sendo este o valor limite regulamentado para as águas para consumo humano, propondo por este motivo a adopção de valores mais baixos. No entanto, sugere que a aproximação mais correcta assentaria na análise de tendências de evolução temporal da concentração deste elemento nas águas subterrâneas.

Os Programas de Acção previstos deverão conter medidas contempladas no Código de Boas Práticas Agrícolas. No caso da Zona Vulnerável de Faro, o Programa de Acção entrou em vigor pela aplicação da Portaria 591/2003, de 18 de Julho, que revoga a Portaria n.º 704/2001, de 11 de Julho, traduzindo-se num conjunto de regras de actuação, quer em termos de boas práticas a seguir pelos agricultores, quer ao nível das acções de controlo e fiscalização a efectuar pelas entidades com competência nesta matéria, com o objectivo de reduzir a poluição das águas subterrâneas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola e impedir a propagação desta poluição.

No âmbito do referido Programa de Acção, apresentado no Anexo I da referida Portaria, é citada a obrigatoriedade dos agricultores em aplicarem os Códigos de Boas Práticas agrícolas regulamentados. Deste Programa constam 10 artigos, passando a ser regulamentados aspectos pertinentes da aplicação de fertilizantes para esta zona agrícola em particular, que pretendem, por um lado, reduzir a carga poluente em termos de azoto e minimizar a sua lixiviação para o meio subterrâneo, assegurando, por outro lado, a produção agrícola. Neste sentido, no artigo 1 relativo à época de aplicação são estabelecidas algumas regras a seguir, nomeadamente:

- (1) Proibição da aplicação de determinados tipos de fertilizantes em determinadas alturas do ciclo vegetativo para as culturas predominantes (Hortícolas e Culturas arbóreas);
- (2) Evitar a sua aplicação em períodos de fortes chuvadas;

- (3) Imposições para a aplicação de adubos através da água de rega de acordo com o ciclo vegetativo;
- (4) Proibição da descarga de matérias fertilizantes contendo azoto em solos não cultivados;
- (5) Proibição de aplicação de chorumes ou lamas de Dezembro a Janeiro.

Nos artigos 2.º, 3.º e 4.º são apresentadas restrições à aplicação de fertilizantes em solos inundáveis, em terrenos declivosos e em terrenos adjacentes a cursos de água e a captações de água potável.

O artigo 6.º relativo ao plano e balanço de fertilização refere (alínea 1) que o agricultor deverá recorrer a serviços especializados (MADRP) no sentido de obter recomendações sobre a fertilização mais adequada, incluindo a quantidade e forma de azoto a aplicar e a época e técnica de aplicação. É também mencionado neste artigo a obrigatoriedade dos agricultores manterem o registo das fertilizações em todas as explorações com parcelas superiores a 2 ha e nas explorações hortícolas com parcelas superiores a 0,50 ha.

O artigo 7.º estabelece a quantidade máxima de azoto a aplicar às culturas dominantes, designadamente no caso dos citrinos, que varia de acordo com a idade do pomar, tendo sido fixado em 200 kg/ha/ano o nível máximo de fertilização e, no caso das hortícolas foram fixados valores máximos de azoto, que variam de acordo com o tipo de cultura, entre 85 e 200 kg/ha. O artigo 8.º regulamenta os aspectos inerentes à aplicação de fertilizantes orgânicos, tendo fixado um valor máximo de azoto de 170 kg/ha/ano.

Salienta-se uma questão importante abordada no artigo 9.º relativa a uma correcta gestão da rega, no "(...) sentido de evitar ou reduzir ao mínimo as suas perdas por escorrimento superficial ou por infiltração profunda, devendo, ainda, ser criadas condições favoráveis para uma eficiente absorção dos nitratos pelo raizame das culturas", sendo os agricultores aconselhados a informarem-se junto do MADRP sobre a determinação da oportunidade e dotação de rega.

Por fim, no artigo 10.º são referidos os organismos que exercem o controlo da concentração de nitratos nas águas subterrâneas através da rede de monitorização da ZVF (nomeadamente INAG e ARH-Algarve) e o controlo nos solos em todas as explorações agrícolas. Estas obrigações incluem também o controlo da concentração de nitratos nas águas doces superficiais, bem como, analisar o estado de eutrofização das águas doces superficiais, estuarinas, costeiras e marinhas. A lista das Zonas Vulneráveis deve ser revista, pelo menos, de 4 em 4 anos; superiores a 2 ha, efectuado pela DRAA (Direcção Regional de Agricultura do Algarve).

A aplicação da Directiva dos nitratos nos países da CE, a conseqüente transposição para o Direito nacional e a obrigatoriedade de definição de zonas vulneráveis foi um processo extremamente conturbado e demorado (Stigter, 2005). Este autor realizou uma revisão por país dos atrasos verificados na implementação dos diversos procedimentos da Directiva dos Nitratos. Um dos primeiros procedimentos que se impôs para a implementação da Directiva consistiu na definição de zonas vulneráveis, tendo alguns países optado por declararem todo o seu território como zona vulnerável (Dinamarca,

Luxemburgo, Holanda, Alemanha, Áustria e Finlândia). Outros países optaram pela identificação individualizada das zonas vulneráveis do seu território (Bélgica, França, Grécia, Itália, Portugal, Espanha, Suécia e Reino Unido). No caso de Portugal, o valor a que corresponde a percentagem do território definido como zona vulnerável é mais baixo comparativamente com o valor determinado pela CE, de 0,2% para 14%. Normalmente, esta situação também se verifica nos outros países, à excepção dos que definem todo o território como zona vulnerável. O segundo procedimento consistiu na definição de Programas de Acção de boas práticas agrícolas.

CAPÍTULO 3

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

3 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Introdução

A área de estudo seleccionada para a implementação de experiências de recarga artificial foi o sistema aquífero da Campina de Faro, localizado na Orla Meridional de Portugal, perto da cidade de Faro. Um dos principais objectivos deste estudo consistiu na optimização da reabilitação do aquífero superficial da Campina de Faro, visando a aplicação *in situ* de diferentes metodologias de recarga artificial do aquífero, de modo a minimizar os efeitos causados pela poluição difusa resultado de intensivas e inadequadas práticas agrícolas nesta região.

Existem diversos estudos realizados na zona costeira Algarvia, em particular no sistema aquífero da Campina de Faro, abordando temas variados, tais como: 1) caracterização geológica e hidrogeológica (Silva, 1984; Almeida, 1985; Manuppella *et al.*, 1987; Silva, 1988; Almeida *et al.*, 2000); 2) estudos geofísicos com o objectivo de delimitar o aquífero Miocénico (Geirnaert *et al.*, 1982); 3) caracterização do escoamento subterrâneo e salinização do aquífero (Silva *et al.*, 1986); 4) modelação matemática do balanço hídrico sequencial diário (Lobo Ferreira, 1991); 5) aplicação de metodologias de análise da recarga de aquíferos (Oliveira e Lobo Ferreira, 1994); 6) avaliação das reservas hídricas (Moinante *et al.*, 1994); 7) avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas pela aplicação da metodologia DRASTIC (Lobo Ferreira *et al.*, 1995; Stigter e Carvalho Dill, 2000); 8) estudo hidrogeoquímico e caracterização da poluição das águas subterrâneas induzida pelas práticas agrícolas (Stigter, 2005).

Neste Capítulo procurou-se fazer a caracterização geral da área de estudo: climatológica, geológica e hidrogeológica, relativamente à geometria do sistema aquífero, características hidráulicas, características hidroquímicas, funcionamento hidráulico, balanço hídrico e vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas.

3.2 Localização geográfica

A área de estudo situa-se na região Algarvia, a Norte da cidade de Faro, numa zona designada por Campina de Faro (Figura 3.1). Está coberta pelas folhas 606, 607, 610 e 611 da Carta Militar de Portugal, na escala 1/25 000, editadas pelos Serviços Cartográficos do Exército (SCE) e pela folha 53-A Faro da Carta Geológica de Portugal, editada pelos Serviços Geológicos de Portugal (SGP), na escala 1/50 000.

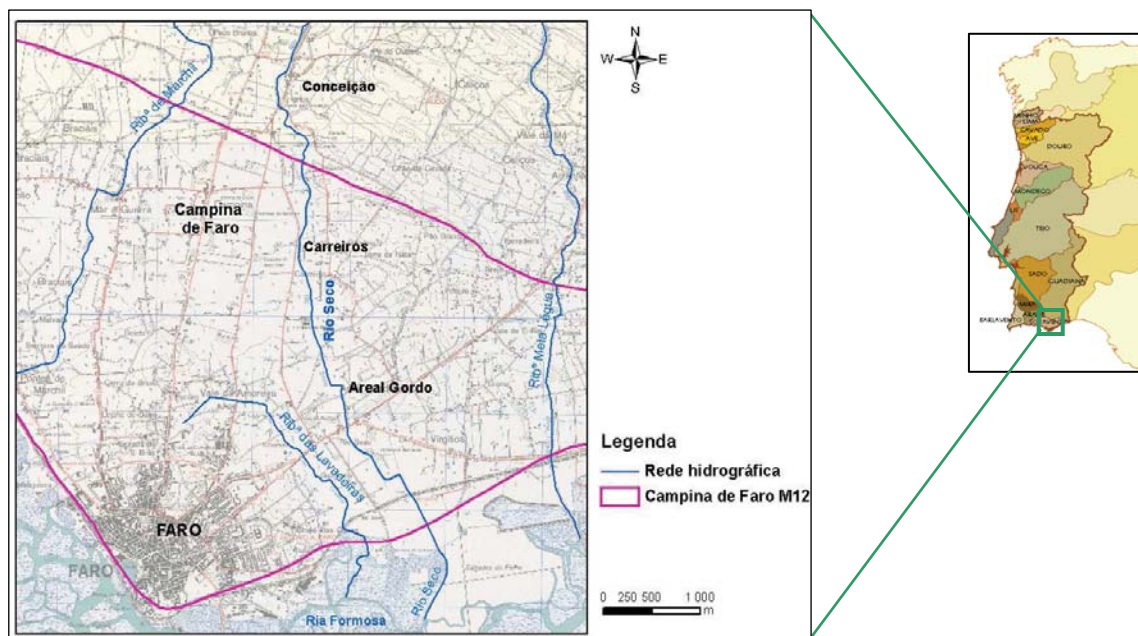


Figura 3.1 – Localização geográfica da área de estudo

3.3 Caracterização climatológica e morfológica

O Instituto de Meteorologia (IM) e o Instituto da Água (INAG) tem competências legais para a monitorização periódica dos elementos climatológicos, designadamente a precipitação e a temperatura do ar, que são variáveis importantes para a caracterização hidrogeológica de uma região. No caso do INAG, os resultados da monitorização estão disponíveis na Internet, no site do INAG (<http://snirh.inag.pt/>) via a base de dados do Sistema Nacional de Informação Geográfica (SNIRH).

As estações climatológicas/udométricas mais próximas da área de estudo, englobadas pela rede de monitorização do INAG são as seguintes: São Brás de Alportel, com dados diários de precipitação e temperatura; Loulé, Santa Catarina, Estói e Quelfes, com dados diários de precipitação; Arabia, Fuseta e Olhão, com dados mensais de precipitação. As cinco primeiras estações fazem parte da rede de monitorização climatológica automática e as três últimas não estão operacionais. Na Figura 3.2 pode observar-se a localização das estações e postos udométricos. Inclui-se também nesta listagem a estação Faro/aeroporto, pela sua proximidade com a área de estudo, com registos diários de precipitação e temperatura, monitorizada pelo IM. Contudo, os registos provenientes desta estação não estão disponíveis para a análise efectuada nesta secção. O Quadro 3.1 apresenta informação geral relativa a estas estações como a sua localização, designação, nome, início e estado actual de funcionamento.

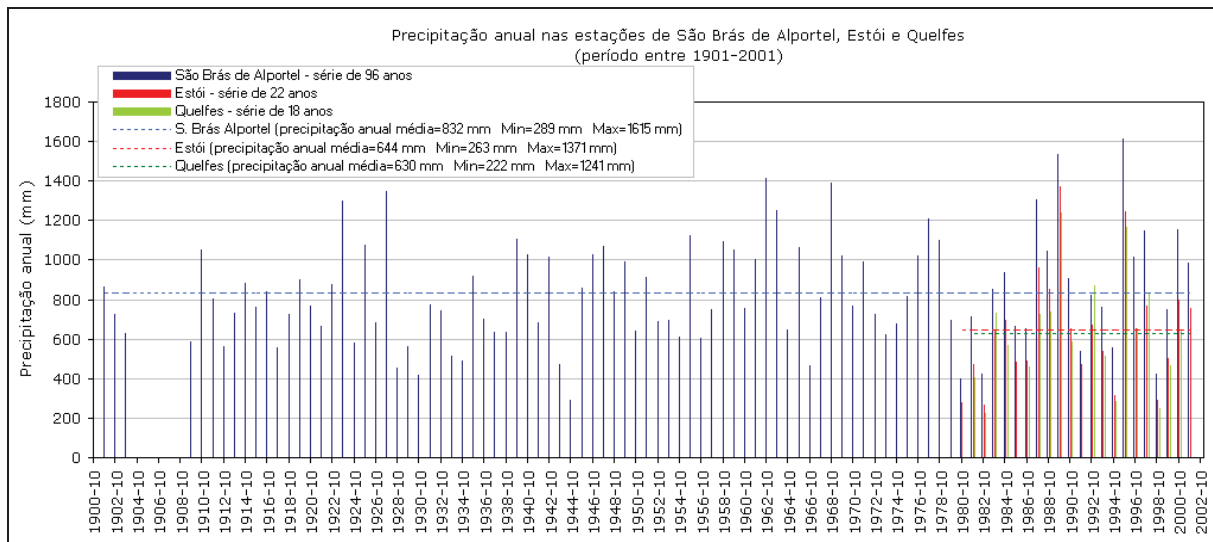


Figura 3.3 – Séries de precipitação anual nas estações de São Brás de Alportel, Estói e Quelfes (período compreendido entre 1901-2001. Dados provenientes do SNIRH)

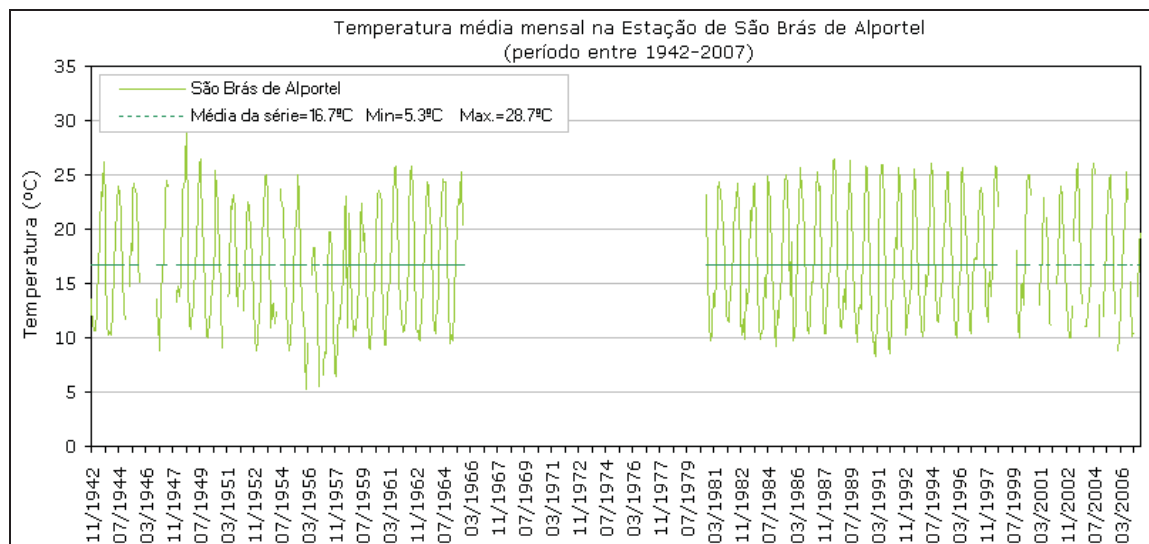


Figura 3.4 – Série de temperatura média mensal na estação de São Brás de Alportel (dados provenientes do SNIRH)

Para a área de estudo contribui o escoamento superficial verificado na parte final da bacia hidrográfica do rio Seco e também uma parte da bacia da hidrográfica da ribeira das Lavadeiras (Figura 3.1). De um modo geral, ambos os cursos de água apresentam uma orientação N-S.

A precipitação anual média na bacia hidrográfica do rio Seco foi calculada por dois métodos vulgarmente utilizados: média aritmética e polígonos de Thiessen. No Quadro 3.2 indica-se a descrição estatística (média, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação) relativa às estações mais próximas.

A média aritmética consiste em fazer uma média da precipitação das estações que estão no interior da bacia. Considerando as estações de São Brás e Estói, a precipitação média na área da bacia calculou-se em 758,1 mm, para o período comum às duas estações, compreendido entre os anos de 1980 e 2001.

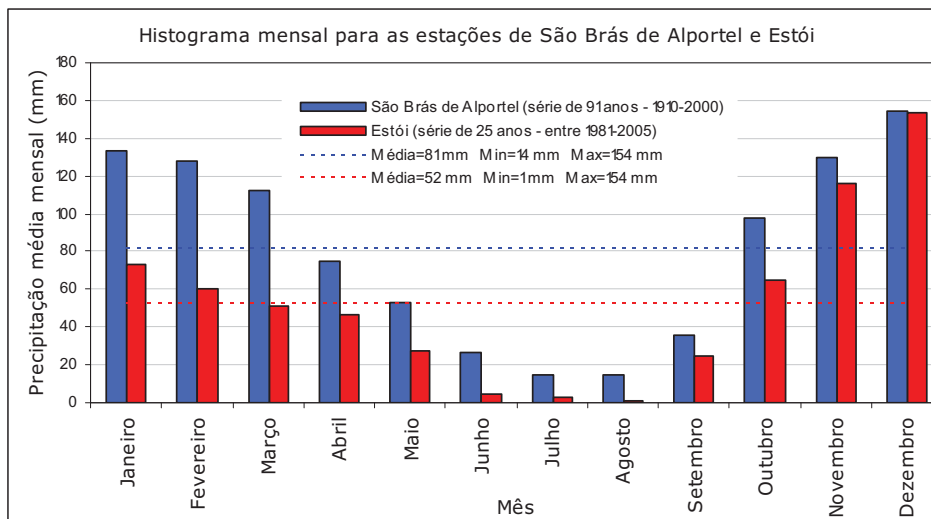


Figura 3.5 – Histograma mensal da precipitação média mensal para as estações de São Brás de Alportel e Estói (dados provenientes do SNIRH)

No método dos polígonos de Thiessen a precipitação média é calculada pela média ponderada entre a precipitação de cada estação e o peso a ela atribuído, que é a área de influência relativamente a essa estação e a área total da bacia.

A bacia hidrográfica do rio Seco foi traçada recorrendo à ferramenta ArcHydro Tools do AcrView e o ficheiro de base foi o modelo digital do terreno previamente determinado. A área total da bacia estimou-se em 75,7 km². A formação dos polígonos de Thiessen foi feita por uma ferramenta "Create Thiessen Poligons3.0" disponível no site da ESRI (<http://arcs-scripts.esri.com/>). Pelo traçado dos polígonos (cf. Figura 3.6, polígonos traçados a cinzento) verifica-se que a bacia fica sob a influência de cinco estações climatológicas: São Brás de Alportel que afecta praticamente toda a zona a Norte (52% da área), Estói que afecta a zona central (42% da área), Arabia que afecta a zona Sul (5% da área) e Loulé e Santa Catarina que afectam áreas pouco significativas da bacia.

Quadro 3.2 – Descrição estatística calculada para as séries de precipitação anual registadas nas estações climatológicas mais próximas de área de estudo

| Estação | Período de registo | Série de dados analisada (anos) | Precipitação anual (mm) | | |
|--------------------------------|--------------------|---------------------------------|-------------------------|-------|--------|
| | | | Média | Min. | Max. |
| SÃO BRÁS DE ALPORTEL (31J/01C) | 1901-2007 | 96 (1901-2001) | 832,4 | 289,2 | 1614,6 |
| ESTOI (31J/04UG) | 1980-2004 | 22 (1980-2001) | 643,8 | 263,1 | 1371,0 |
| LOULÉ (31I/01UG) | 1931-2007 | 74(1931-2004) | 674,7 | 203,6 | 1459,9 |
| SANTA CATARINA (31K/01UG) | 1959-2002 | 42 (1960-2001) | 721,4 | 296,6 | 1502,7 |
| QUELFES (31K/02UG) | 1980-2007 | 20 (1981-2005) | 606,7 | 188,0 | 1240,5 |
| ARABIA (31J/03U) | 1980-1985 | 5 (1980-1984) | 365,2 | 186,5 | 563,7 |
| OLHÃO (31J/05U) | 1979-1985 | 5 (1980-1984) | 498,3 | 332,3 | 700,3 |

Duas simplificações foram necessárias para o cálculo da precipitação, designadamente: (1ª) as estações de Loulé e Santa Catarina afectam uma área muito pequena da bacia, inferior a 1%, pelo que não foram consideradas; (2ª) a estação de Arábia dispõe de um período de registo muito curto (5 anos) pelo que também não foi considerada. Gerou-se assim uma nova Figura de polígonos (cf. Figura 3.6, polígonos traçados a amarelo) em que a área da bacia fica apenas afectada pelas estações de São Brás de Alportel e Estói. A precipitação anual média na bacia determinada pelo método dos polígonos de Thiessen

foi de 765,0 mm para uma série de 22 anos, compreendida entre os anos de 1980 e 2001.

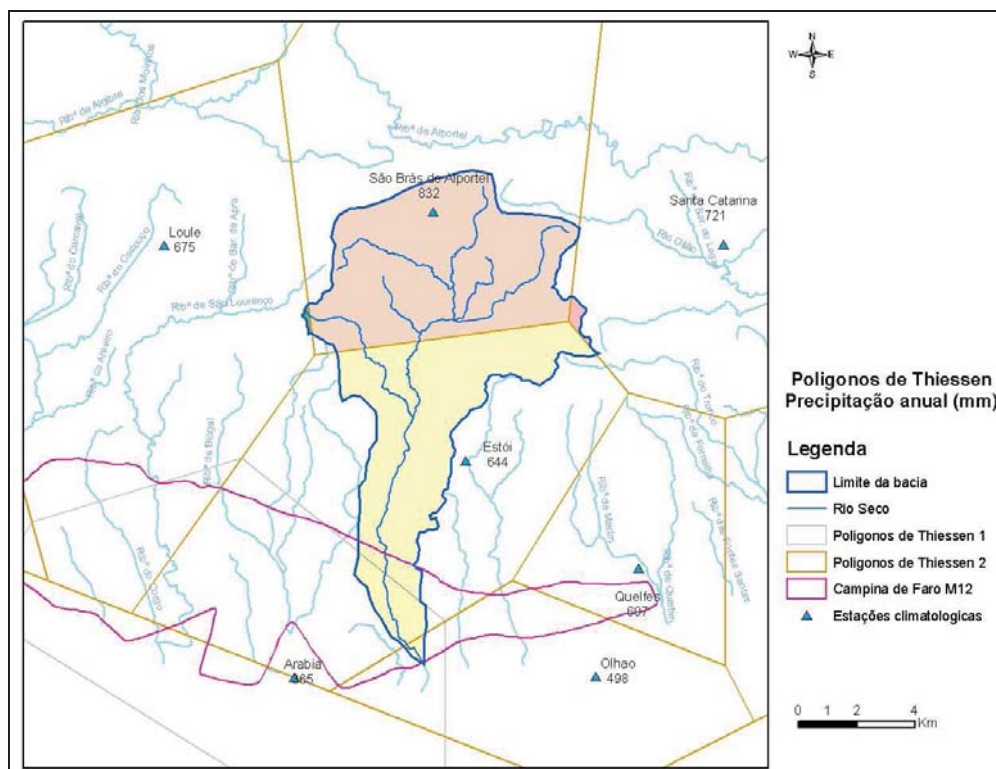


Figura 3.6 – Polígonos de Thiessen para a área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Seco e precipitação anual calculada para cada estação climatológica

Silva (1988) refere que a precipitação aumenta a partir do Sul (ao longo da faixa costeira) para Norte (área montanhosa). Este autor calculou para a bacia hidrográfica do rio Seco um valor médio de precipitação anual de 745 mm, através do método dos polígonos de Thiessen e um valor de 655 mm através do método das isoietas. Os valores médios de temperatura calculados foram de 17,3°C em Faro. Os valores de evapotranspiração real (EVR) foram determinados para Faro, por este autor, aplicando três métodos de cálculo diferentes, a saber: método de Thornthwaite 349,1 mm, com uma capacidade de campo de 100 m, e 385 mm, com uma capacidade de campo de 150 mm; método de Turc 421,4 mm e método de Coutagne 406,5 mm.

Citação de outra fonte refere que a precipitação média anual observada na estação de Faro é de 461 mm, repartindo-se num semestre chuvoso (com 84,4% da precipitação média anual), que coincide com a estação fria, e num semestre seco (com 15,5% da precipitação média anual), na época quente. A temperatura média anual situa-se nos 17°C, apresentando uma variação regular ao longo do ano, atingindo os valores médios mensais, mínimo e máximo, respectivamente em Janeiro (12°C) e em Agosto (23,2°C) (Portaria n.º 704/2001 de 11 de Julho do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas).

3.4 Caracterização geológica

A área de estudo seleccionada fica inserida no sistema aquífero da Campina de Faro, localizada na sua parte central, com cerca de 10 km².

estrutura em forma de *graben*, controlada por falhas, que se formou na região da Campina de Faro no final do Cretácico (Silva, 1988).

Na área afloram formações com idades desde o Jurássico ao Holocénico. A formação mais antiga aflora SE da cidade de Faro (perto da Ponte das Lavadeiras), onde é observada num pequeno afloramento. É constituída por gessos brancos e margas avermelhadas (Manuppella *et al.*, 1987), do Complexo pelítico carbonatado e evaporítico de Silves do Jurássico (Hetangiano-Retiano). Parece ser a origem da elevação topográfica da cidade de Faro e está relacionado com actividade diapírica (Stigter, 2005). Este Complexo foi identificado subterraneamente, em termos de forma e profundidade, por processos geofísicos ([Victor *et al.*, 1978 e Santos, 1985] *in* Silva, 1988) e foi igualmente detectado em duas sondagens para captação de água (aos 91 e 120 metros de profundidades) (Silva, 1988).

Das restantes formações que ocupam uma importante parte da área aflorante da zona de estudo destacam-se os aluviões do Holocénico, as areias e cascalheiras de Faro de idade Plio-Quaternária e os pequenos afloramentos de calcários do Miocénico. Já fora da área de estudo, junto ao limite Norte e para leste do rio Seco, surgem as formações cretácicas.

Cretácico (C)

As formações cretácicas são formadas essencialmente, do topo para a base, por calcários, margas e dolomitos (Aptiano-Albiano), conglomerados, arenitos finos a grosseiros, argilas, dolomites, calcários arenosos e margosos (Berriasiano – Barremiano) (Costa *et al.*, 1985 e Manuppella *et al.*, 1987). O ambiente sedimentar nesta idade geológica era continental a marinho, pouco profundo (Geirnaert *et al.*, 1994 *in* Stigter, 1996). Estas formações mergulham para Sul (20°-30°) e afloram na zona NW da área de estudo. O topo desta formação encontra-se a profundidades superiores a 200 metros, perto da cidade de Faro (Stigter, 2000).

Miocénico (M)

Os três afloramentos na área de estudo de idade miocénica correspondem aos Calcários de Galvanas (que afloram em Galvana), aos Siltes Glauconíticos da Campina de Faro (uma estreita faixa que aflora a SE de Faro) e aos Conglomerados de Galvanas, pertencentes à Formação de Cacela (que afloram a Norte de Galvana).

Os Calcários de Galvanas foram atravessados por uma sondagem na Campina de Faro, entre 48 e 117 m de profundidade, apontando para uma espessura real de 50 metros. Esta unidade é formada por biocalcarenitos muito grosseiros, com seixos rolados de quartzo e abundantes moluscos. Têm uma acentuada deformação, bem visível próximo de Galvanas, onde se verificam inclinações de cerca de 80° para Sul (Manuppella *et al.*, 1987).

Os Siltes Glauconíticos da Campina de Faro assentam em discordância angular sobre a formação anterior. Em termos litológicos esta unidade inclui siltes, localmente ricos em glauconite, na zona de Galvana e fácies mais grosseiras e carbonatadas com fósseis, na zona mais perto da cidade de Faro, Ponte das Lavadeiras (Manuppella *et al.*, 1987).

Os Conglomerados de Galvanas estão representados por um conglomerado poligénico, com blocos de calcários do Jurássico, de rochas sedimentares ou de rochas ígneas (Manuppella *et al.*, 1987). Esta formação marca uma importante fase tectónica que assinala a discordância angular entre o Miocénico Superior e o Miocénico Inferior (Costa *et al.*, 1985).

Silva (1988) refere o Miocénico da Campina de Faro com uma litologia essencialmente carbonatada, que varia entre arenitos carbonatados, de grão fino a médio, cor amarelada, por vezes fossilíferos, calcarenitos fossilíferos esbranquiçados e calcarenitos bastante fossilíferos, por vezes lumachélicos. A fracção carbonatada varia entre 60% a 95%, com uma tendência decrescente da base para o topo. Este autor refere ainda que a presença de margas parece ser muito irregular.

Apesar dos afloramentos das formações do Miocénico serem poucos e de pequena dimensão, a espessura desta formação é muito variável, podendo atingir grandes profundidades. De acordo com Manuppella *et al.* (1987), a deformação que afectou estes depósitos pode explicar a sua aparente espessura, superior relativamente à sua espessura real. A série Miocénica, de estrutura sub-horizontal, assenta em discordância sobre o Mesozóico e aumenta de espessura de E para W e de N para S. Depositou-se numa estrutura tipo *graben*, com falhas de alinhamento N-S (Geinaert *et al.*, 1982), formada no final do Cretácico, quando os calcários e mais tarde as areias finas e margas, ambos do Miocénico, se depositaram. O resultado é uma estrutura em forma de degraus (Silva *et al.*, 1986 e Silva, 1988). A maior espessura verificada nas formações miocénicas ocorre entre duas falhas, uma a W, que acompanha a Estrada de Faro-Portimão e se estende até ao Patacão, e outra a E, perto do limite com as formações cretácicas e perto da vila de Conceição (Geinaert *et al.*, 1982). De assinalar que as direcções destas falhas estão reflectidas nos alinhamentos dos cursos de água da ribeira do Biogal (W) e do rio Seco (E) (Silva, 1988). Para Leste da falha de Faro-Patacão, a espessura das formações miocénicas decresce consideravelmente.

Segundo vários autores, a espessura total do Miocénico não é constante. Estudos geofísicos desenvolvidos por Geirnaert *et al.* (1982), entre Faro e Quarteira indicaram profundidades entre 100 a 300 metros para a base do Miocénico; também um furo, localizado em Carreiros (designado de JK15) atravessou formações miocénicas até aos 260 metros de profundidade (Silva, 1988). Este autor refere uma espessura superior a 200 metros na zona da Campina de Faro. Com base em vários *logs* de sondagens, Silva (1988) interpolou uma superfície que corresponde ao tecto das formações do Miocénico (ver Figura 3.9). Observa-se uma superfície irregular, com uma depressão acentuada a SW de Carreiros. A profundidade do topo das formações do Miocénico varia entre 3 e 25 metros abaixo da superfície do solo (Silva, 1988).

Plistocénico e Holocénico (Q)

As formações de cobertura do Miocénico são depósitos de areias, arenitos argilosos, cascalheiras e conglomerados do Plio-Quaternário, designados por Formação de Areias e Cascalheiras de Faro-Quarteira. Afloram em grandes retalhos a NW da área e também na cidade de Faro. Os arenitos argilosos são considerados por Silva (1988) como uma formação detrítica continental.

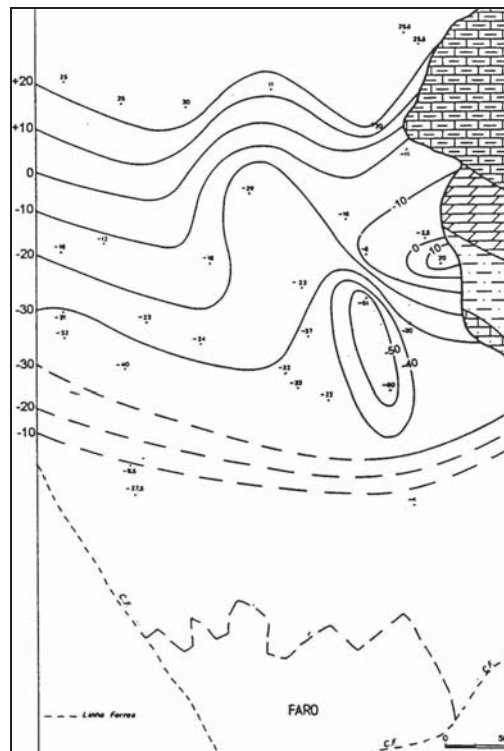


Figura 3.9 – Topografia da superfície do topo da formação do Miocénico na região da Campina de Faro (extraído de Silva, 1988)

A espessura das formações do Plio-Quaternário é também muito variável. Stigter (2000) refere que a sua espessura pode variar entre 8 e 50 metros. Moura e Boski (1994, *in* INAG, 2000) referem uma espessura máxima de 30 metros. Silva (1988) refere uma espessura média de 25 metros, que pode chegar aos 60 metros nalguns locais, designadamente entre a Quinta do Cuco e Carreiros de Baixo, na estrada de Faro-Conceição.

Devido à erosão fluvial e marinha durante o Holocénico, a espessura destes depósitos do Plio-Quaternário pode ser inferior. Uma fina camada de siltes e argilas do Holocénico, de origem marinha, fluvial e aluvial, depositou-se no interior das zonas erodidas e a sua espessura pode assim chegar aos 10 metros.

As formações do Holocénico que afloram na área de estudo são as aluviões, representadas numa extensa área da Campina da Faro, e os terraços fluviais, que surgem nas margens do rio Seco.

As aluviões são formadas por níveis argilo-arenosos que se sobrepõem a outros mais grosseiros, segundo informação de um furo em Carreiros (JK15), perto do rio Seco. Apresentam, neste local, uma espessura de cerca de 20 metros (Manuppella *et al.*, 1987). Silva (1988) refere a sua natureza silto-argilosa, com calhaus rolados provenientes da desagregação das formações existentes a montante dos cursos de água, e assinala cerca de 1 metro para a sua espessura.

Os terraços fluviais são depósitos mal calibrados, constituídos por cascalheira grosseira e calhaus envolvidos numa matriz argilo-arenosa. No rio Seco atingem uma espessura de 3 metros e a cota de 15-17 metros (Silva, 1988).

As zonas de sapal da Ria Formosa, não fazem parte da área de estudo, constituindo a zona de descarga no limite Sul da área. Segundo Manuppella *et al.* (1987), a área de sapal é formada entre as ilhas barreira da Ria e são compostas por lodos, expostos em maior área quando em baixa-mar. São materiais silto-argilosos, por vezes contendo areias finas e médias, ricos em matéria orgânica. São depósitos aluvionares salinizados, condicionados pela dinâmica fluvio-marinha (Silva, 1988).

A Figura 3.10 apresenta dois perfis geológicos localizados na parte central da Campina de Faro e na região de Olhão (adaptado de Silva *et al.*, 1986).

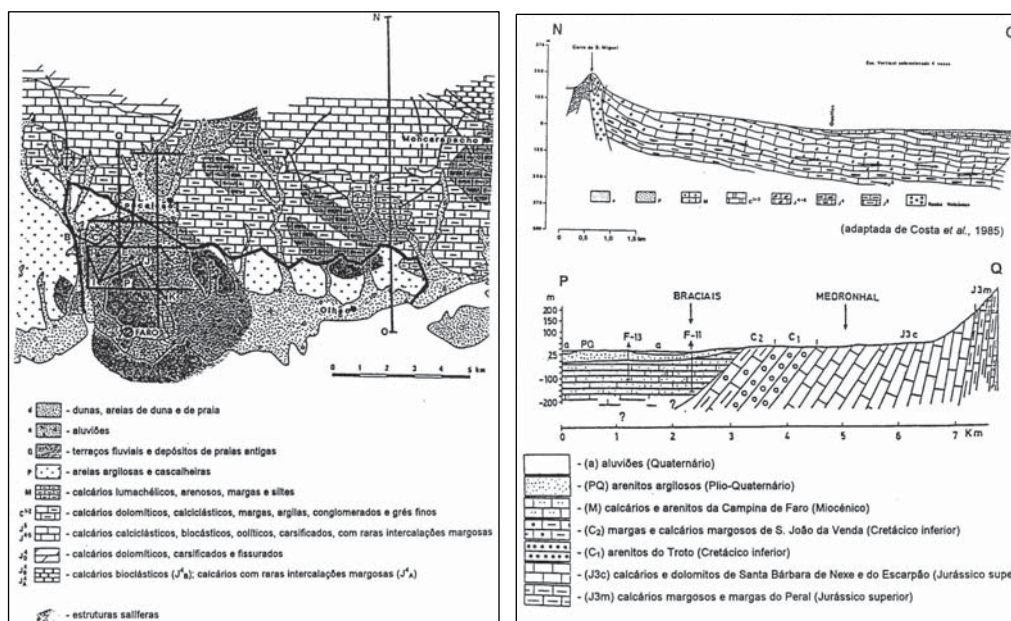


Figura 3.10 – Perfis geológicos na Campina de Faro e sua localização no mapa geológico (adaptado de Silva *et al.*, 1986)

3.5 Caracterização hidrogeológica

Em termos hidrogeológicos o sistema da Campina de Faro caracteriza-se por três aquíferos. As formações cretácicas dão origem ao aquífero mais antigo que ocorre na zona da Campina de Faro, o aquífero Cretácico, que se designou de primeiro aquífero. A sua espessura é superior a 1000 metros (Manuppella, 1992, *in* Stigter, 2005).

O segundo aquífero da região é formado pelos calcarenitos, ricos em fósseis do Miocénico e trata-se de um aquífero confinado. Alguns autores consideram que o nível mais superficial de sedimentos detríticos subjacente aos sedimentos carbonatados fazem parte integrante deste aquífero, outros referem apenas as formações carbonatadas. Considerou-se nesta análise a segunda abordagem.

O terceiro aquífero é formado pelas areias finas do Miocénico e pelas areias e cascalheiras do Plio-Quaternário. Apesar de parcialmente coberto por materiais do Holocénico, é considerado um aquífero freático, uma vez que a espessura destes depósitos de cobertura é pequena para lhe dar características de confinamento. A espessura do aquífero Mio-Plio-Quaternário é muito irregular, uma vez que assenta sobre as formações carbonatadas do Miocénico, cujo topo corresponde a uma superfície pouco regular, como se referiu atrás.

Alguns autores referem a existência de um nível confinante situado entre o segundo e o terceiro aquífero. Esta constatação apoia-se na observação de *logs* de sondagens, na existência de um ensaio de caudal que revelou a independência dos dois aquíferos e na existência, em tempos, de artesianismo repuxante em alguns furos (PBHRA, 2000). De acordo com Silva *et al.* (1986), esta separação é realizada por vários níveis arenosos, siltosos e argilosos de espessura variável, com aparente continuidade lateral. No entanto, não se pode excluir a possibilidade de uma conexão hidráulica em alguns sectores, onde estes níveis confinantes estejam ausentes (Almeida *et al.*, 2000). Todavia, esta conexão hidráulica, entre o aquífero freático e aquífero confinado do Miocénico subjacente, foi eventualmente causada, de forma artificial, no interior de poços de grande diâmetro, designados vulgarmente por noras, existentes em grande número na zona agrícola da Campina de Faro, que extraíam água do aquífero superior. Para satisfazer as necessidades crescentes de abastecimento foi necessária a construção de furos, no fundo destes poços, que passaram a extrair água do aquífero confinado subjacente, permitindo desta forma uma ligação hidráulica entre ambos os aquíferos. Por sua vez, esta conexão entre os dois aquíferos facilita a contaminação do aquífero profundo.

Moinante *et al.* (1994) agrupou o sistema aquífero da Campina de Faro numa unidade hidrogeológica designada por ALG-5, que incluiu cinco unidades: (1) Unidade de Albufeira-Ribeira de Quarteira; (2) Unidade de Ribeira de Quarteira-Montenegro; (3) Unidade da Campina de Faro; (4) Unidade Superficial Detrítica; (5) Unidade de Vila Real de Santo António. A Unidade 3 corresponde ao aquífero confinado do Miocénico e a Unidade 4 ao aquífero freático do Quaternário, ambos descritos anteriormente. Estes dois aquíferos serão objecto de estudo mais pormenorizado no decorrer do desenvolvimento desta Tese.

3.6 Tectónica

A área de estudo apresenta, em termos estruturais, dobras e falhas com domínio da tectónica diapírica e/ou extrusiva (Manuppella *et al.*, 1987). A deformação tectónica tem um carácter polifásico, tendo sido identificadas cinco fases de deformação, desde o Cretácico até à época actual (Lepvrier e Mougénout, 1982; Grillot e Almeida, 1981-82, *in* Silva *et al.*, 1986). Geirnaert (1994) salienta que a tectónica de placas pode explicar a tectónica regional do Algarve. Este autor refere que, durante o primeiro *rifting* que ocorreu no Triásico (ligado com a abertura do Atlântico), formou-se uma grande falha transformante E-W que causou distensões N-S, dando origem à formação de bacias E-W, preenchidas mais tarde por depósitos continentais e sedimentos marinhos pouco profundos. A subsidência da bacia explica a deposição das séries evaporíticas (Silva, 1984).

Durante o Jurásico inferior-médio (Lias-Dogger) ocorre a transgressão que deu origem à deposição das séries dolomíticas e carbonatadas. No Jurásico médio (Dogger), a movimentação da flexura Norte gera uma fase regressiva (Silva, 1984). Durante este período ocorrem os primeiros movimentos tectónicos e durante o Jurásico inferior (Malm) ocorre o segundo *rifting*, que permitiu a sedimentação da sequência sedimentar. Durante esta altura dão-se movimentos distensivos que provocam basculamento nos diferentes blocos. Esta tectónica manifesta-se através de conglomerados, como é exemplo o conglomerado de Vale Judeu, que assina o terceiro *rifting* (Manuppella *et al.*, 1987).

Durante o Cretácico inferior, a região Algarvia foi afectada por fenómenos de subsidência, que ocorreram de forma mais lenta na zona Norte do que na zona Sul da região, resultando a deposição de calcários mais a Norte e de margas e calcários margosos mais a Sul (Geirnaert, 1994), sendo a sedimentação caracterizada por um período transgressivo (Silva, 1988). A partir do Cretácico médio, esforços tectónicos compressivos S-N, a rotação da península e a instalação do maciço de Monchique são os fenómenos responsáveis pela emergência das formações depositadas e pela ausência de sedimentação até ao Miocénico (Silva, 1984).

Mais precisamente durante o Eocénico-Oligocénico, a placa Africana aproximou-se do maciço Ibérico resultando a compressão da região Algarvia e a formação de estruturas em anticlinal com eixo E-W, falhas inversas E-W e falhas *wrench* NNW-SSE e NE-SW (Geirnaert, 1994). No final do Oligocénico dá-se a erosão da bacia (Silva, 1988). Uma nova transgressão, durante o Neogénico, vai permitir a sedimentação dos sedimentos carbonatados do Miocénico inferior e silto-arenosos do Miocénico médio (Manuppela *et al.*, 1987), discordantes sobre as formações mesozóicas (Silva, 1984). Durante a passagem para o Miocénico superior, dá-se a primeira compressão béltica, que provoca o levantamento da bacia, dobramento da sequência sedimentar, rejogo do díapiro e dos acidentes E-W (Manuppela *et al.*, 1987). Durante o Plistocénico uma distensão E-W gerou actividade tectónica com a formação de *grabens* (Geirnaert, 1994, *in* Ooijen *et al.*, 1996). Mais recentemente, existem evidências de que a bacia Algarvia se encontra numa fase compressiva, de que são exemplos os movimentos verticais que afectam sedimentos recentes, como as Areias de Faro-Quarteira (Manuppella *et al.*, 1987).

3.7 Inventário de informação hidrogeológica

No âmbito deste estudo foi realizado o inventário pormenorizado de informação hidrogeológica relativa a cada ponto de água localizado na área de estudo, que ocupa essencialmente a zona central do sistema aquífero da Campina de Faro. A estrutura da base de dados, criada em Microsoft Access e já existente no LNEC (Oliveira e Lobo Ferreira, 1995; Oliveira *et al.*, 1997) serviu de base para o armazenamento desta informação. A base de dados específica para esta área de estudo designou-se <INVENTAR_Faro.mdbMDB> e compreende 15 tabelas preenchidas com informação diversa relativa a cada ponto de água inventariado. O Quadro 3.3 mostra a designação dada a cada tabela e o tipo de informação que esta pode conter. A tabela principal designada de “características” contém a informação sobre a localização do ponto de água e outras informações gerais. A Figura 3.11 mostra as diversas tabelas da base de dados com informação sobre litologia, piezometria, parâmetros de qualidade da água, volumes de extracção, ensaios de caudal, entre outras, e exemplifica a informação de uma delas.

A informação inventariada tem as seguintes fontes: SNIRH – “Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos”, <http://snirh.inag.pt/>; ARH-Algarve “Administração de Região Hidrográfica” (ex-CCDR-Algarve – “Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve”), empresa de prospecção Acavaco e Tese de Doutoramento de Stigter (2005). Diz respeito a cerca de 330 pontos de água localizados, essencialmente, nos sistemas aquíferos da Campina de Faro, de São João da Venda-Quelfes e de Chão de Cevada-Quinta João de Ourém. A Figura 3.12 apresenta a localização dos pontos com informação disponível na base de dados e a Figura 3.13 mostra um plano ampliado para a área de estudo e um pormenor de poço típico da região (nora).

Quadro 3.3 – Listagem das tabelas disponíveis na base de dados INVENTAR_Faro e a informação que cada uma contém (Oliveira e Lobo Ferreira, 1995; Oliveira et al., 1997)

| Tabela | Descrição do conteúdo |
|--------------------------|--|
| CARACTERISTICAS | Esta tabela fornece informação sobre a localização geográfica de cada ponto de água e sobre outras características gerais. |
| LITOLOGIA | Esta tabela contém informação disponível sobre a coluna litológica de cada ponto de água. |
| ENTUBAMENTO | Esta tabela contém informação sobre a profundidade e o diâmetro do entubamento do furo. |
| RALOS | Esta tabela contém informação sobre a profundidade dos ralos do furo. |
| REVESTIMENTO | Esta tabela contém informação sobre a posição das secções de isolamento do furo e o tipo de material de isolamento. |
| NÍVEIS | Esta tabela contém informação sobre a profundidade ao nível piezométrico. |
| ENSAIOS | Esta tabela contém informação relativa aos ensaios de caudal realizados no furo. |
| PROPRIEDADES HIDRÁULICAS | Esta tabela contém informação sobre as características hidráulicas do aquífero. |
| QUALIDADE CAMPO | Esta tabela contém informação sobre os valores medidos no campo de parâmetros físico-químicos. |
| QUALIDADE | Esta tabela contém informação sobre os resultados das análises químicas realizadas às amostras de água. |
| VOLUME | Esta tabela contém informação sobre os caudais de extracção do aquífero. |
| AQUÍFERO | Esta tabela contém informação sobre o sistema aquífero relativo a cada ponto de água. |
| TEXTO | Esta tabela permite a escrita de observações e informações adicionais sobre o ponto de água. |

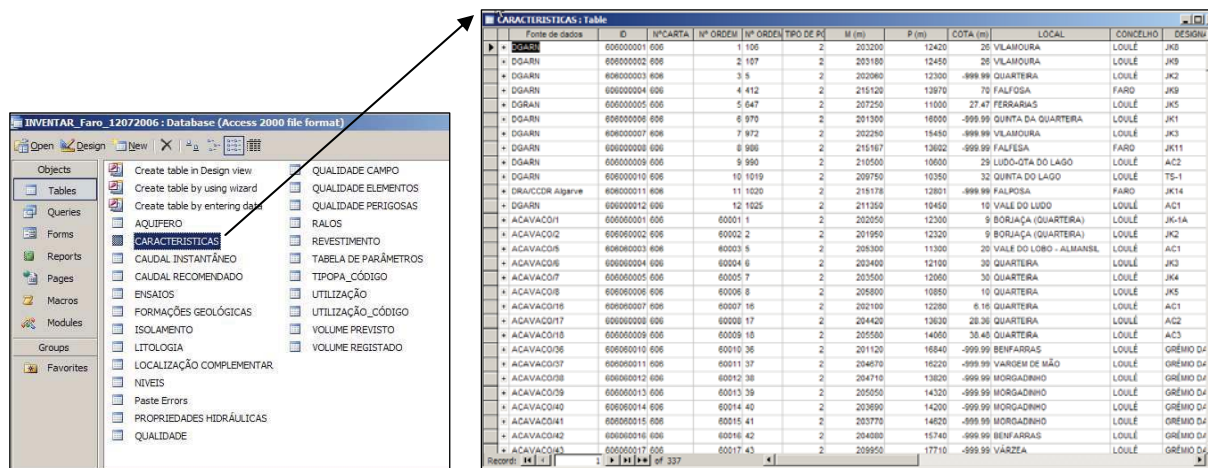


Figura 3.11 – Base de dados do LNEC INVENTAR_Faro

Na área de estudo existem diferentes tipos de pontos de água: 1) poços de grande diâmetro (5 metros) designados vulgarmente por noras, por disporem de um engenho utilizado em tempos para retirar água; (2) poços de grande diâmetro com um ou dois furos, construídos no fundo do poço quando os poços originais deixaram de ser produtivos e normalmente a extrair água do aquífero mais profundo e confinado (este tipo de furos possibilitam a mistura de água proveniente de dois aquíferos diferentes), (3) furos que apenas estão a explorar o aquífero confinado (calcarenito do Miocénico).

Continente e na Região Autónoma dos Açores, revogando a Portaria n.º 258/2003, de 19 de Março, que por sua vez revogou a Portaria n.º 1037/97, de 1 de Outubro. A Figura 3.14 apresenta um mapa do IDRHA (Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica) com a sua localização geográfica e a rede de monitorização de qualidade do SNIRH/INAG. A ZVF ocupa uma superfície total de 98 km² e integra parte dos concelhos de Faro (freguesias de St.ª Bárbara de Nexe, Estoi, Conceição, S. Pedro, Montenegro e Sé), Olhão (freguesias de Olhão, Pechão e Quelfes) e Loulé (freguesia de Almancil).

A ZVF estende-se desde a subzona do barrocal, onde o regadio permitiu a instalação de pomares de citrinos, algumas prunóideas e vinha, coexistindo com as culturas tradicionais, até à zona litoral, onde se destaca a Campina de Faro, ocupada principalmente com hortícolas e pomares de citrinos. Segundo Monteiro (2007), a horticultura tem sofrido um decréscimo significativo nos últimos anos, estimando um retrocesso na área de estufas perto dos 50%.

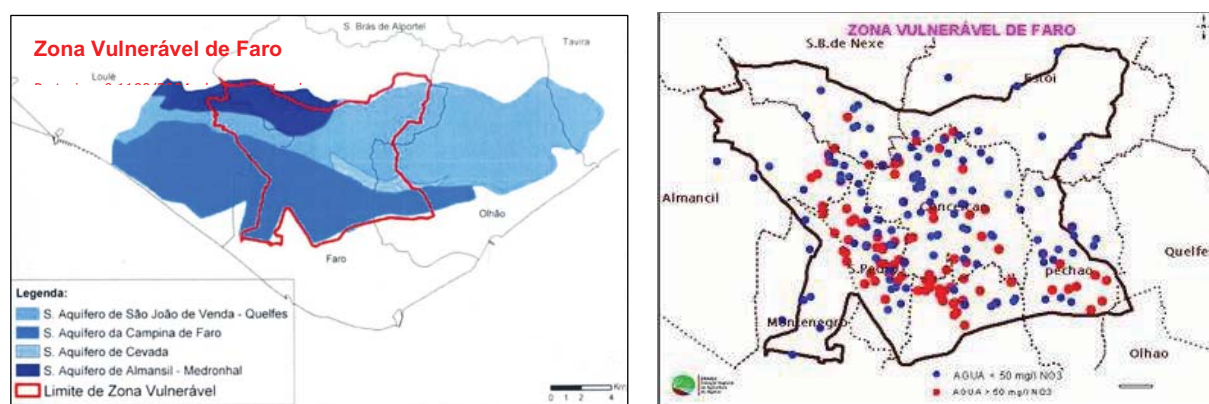


Figura 3.14 – Delimitação geográfica da Zona Vulnerável de Faro, sistemas aquíferos incluídos (IDRHA) e rede de monitorização do SNIRH/INAG

A designação da ZVF foi baseada em valores elevados da concentração de nitratos, detectados em amostras de água provenientes dos aquíferos superiores, acima do valor paramétrico (VP) (referido no Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano), de 50 mg/L. Segundo Stigter (2005), existem variações temporais nestes valores de nitratos, mais pronunciadas num conjunto de furos que se localiza mais a Sul. Os furos que extraem do aquífero mais superficial revelam um efeito sazonal de baixa amplitude (25-50 mg/L), enquanto que os furos que extraem do aquífero mais profundo evidenciam oscilações mais pronunciadas em áreas onde existe uma diferença acentuada entre as concentrações detectadas nos dois aquíferos.

Foram igualmente identificados os sistemas aquíferos poluídos (cujos limites foram definidos pelo INAG), de Norte para Sul: sistema aquífero de Almancil-Medronhal (M9); sistema aquífero de Chão de Cevada-Qta. João de Ourém (M10); sistema aquífero de São João da Venda-Quelfes (M11); Miocénico e Jurássico da Campina de Faro (M12).

A Portaria n.º 591/2003, de 18 de Julho, que revoga a Portaria n.º 704/2001, aprova o Programa de Acção para a ZVF, que se traduz num conjunto de regras de actuação, quer em termos de boas práticas a seguir pelos agricultores, quer ao nível das acções de controlo e fiscalização a efectuar pelas entidades com competência nesta matéria, com o

objectivo de reduzir a poluição das águas subterrâneas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola e impedir a propagação desta poluição.

Stigter (2005) refere que, até à data, a implementação dos Programas de Acção de boas práticas agrícolas não causou nenhum efeito na concentração de nitratos no aquífero superior, assim como não se observa qualquer tendência em nenhum dos furos monitorizados, com excepção de um furo localizado perto de um curso de água (rio Seco). De acordo com a distribuição espacial em Novembro de 2003, em cerca de 45% da área interpolada, não existem concentrações acima do VP de 50 mg/L. No entanto, a interpolação também revelou que a avaliação do nível de contaminação só é fiável para cerca de 60% da área, devido a existência de lacunas significativas na rede de monitorização e à sua pouca representatividade, pelo facto de que nem todos os furos estão a monitorizar o aquífero mais superficial, o primeiro a sofrer o impacto das actividades agrícolas.

Na Secção 3.16 serão aprofundados os aspectos relativos a concentração de nitratos na ZVF.

3.9 Caracterização hidráulica dos aquíferos

A caracterização hidráulica dos aquíferos da Campina de Faro foi realizada nos anos oitenta. Relativamente ao aquífero superior freático, Manuppella *et al.* (1987) e Silva (1988) pressupõem que a principal fonte de recarga é a precipitação directa e infiltração nas camadas detríticas de cobertura e a infiltração nos troços influentes dos cursos de água instalados em formações permeáveis, especificando o rio Seco que tem um comportamento influente no seu percurso pelo aquífero. Este comportamento é também referido por Almeida *et al.* (2000), que detecta uma diminuição progressiva do caudal no rio, para jusante de Estói, verificando perdas de caudal que poderão atingir os 100%. Geirnaert *et al.* (1982) referem igualmente a recarga a partir do rio Seco, que se torna influente a partir de Estói, e de falhas N-S existentes a NW de Faro. A recarga anual do aquífero superficial tomará valores que são proporcionais aos excedentes hídricos, decrescentes de Norte para Sul como consequência da diminuição da precipitação e do aumento da evapotranspiração real (Manuppella *et al.*, 1987).

No caso do aquífero confinado Miocénico, porque existem poucos afloramentos na área de estudo, a recarga terá de ser feita de forma indirecta (Almeida *et al.*, 2000). Neste caso, Silva (1988) destaca outra forma de recarga mais significativa, por circulação profunda de águas infiltradas nas formações jurássicas a Norte, funcionando as falhas identificadas como veículo de ascensão de águas profundas, facilitando assim o processo de recarga. Refere igualmente que esta circulação profunda é a hipótese que melhor explica o equilíbrio entre as entradas e saídas de água do sistema aquífero. Do mesmo modo também Manuppella *et al.* (1987) salienta que as zonas preferenciais de recarga se localizam a Norte, onde afloram os aquíferos superiores ante-miocénicos (formações do Jurássico e do Cretácico) dotados de elevadas permeabilidades, altos gradientes hidráulicos e consequentemente, elevadas velocidades de escoamento.

A descarga dos aquíferos de idades ante-miocénico superior são efectuadas directamente para o Miocénico. Nos aquíferos profundos as descargas fazem-se directamente para o

mar e/ou para os aquíferos contíguos sobrejacentes através de aquíferos intercalados, facilitados pelos potenciais hidráulicos e tectonização existente (Manuppella *et al.*, 1987).

Silva *et al.* (1986) desenvolveram um modelo de escoamento subterrâneo na zona da Campina de Faro e de Olhão, para os aquíferos superior e inferior, com base nos resultados das campanhas realizadas em 1983 e 1984 (Figura 3.15). Na zona da Campina de Faro encontraram níveis piezométricos abaixo do nível médio do mar, no final do período seco. Esta situação era mais acentuada no aquífero confinado, dando origem a fluxos descendentes do aquífero freático para o confinado, numa área considerável. Detectaram também uma atenuação desta situação durante o período de recarga do aquífero. O fluxo subterrâneo converge para a zona central-oriental da bacia em ambos os aquíferos e períodos analisados, reflectindo o volume elevado que estava a ser extraído durante o período analisado.

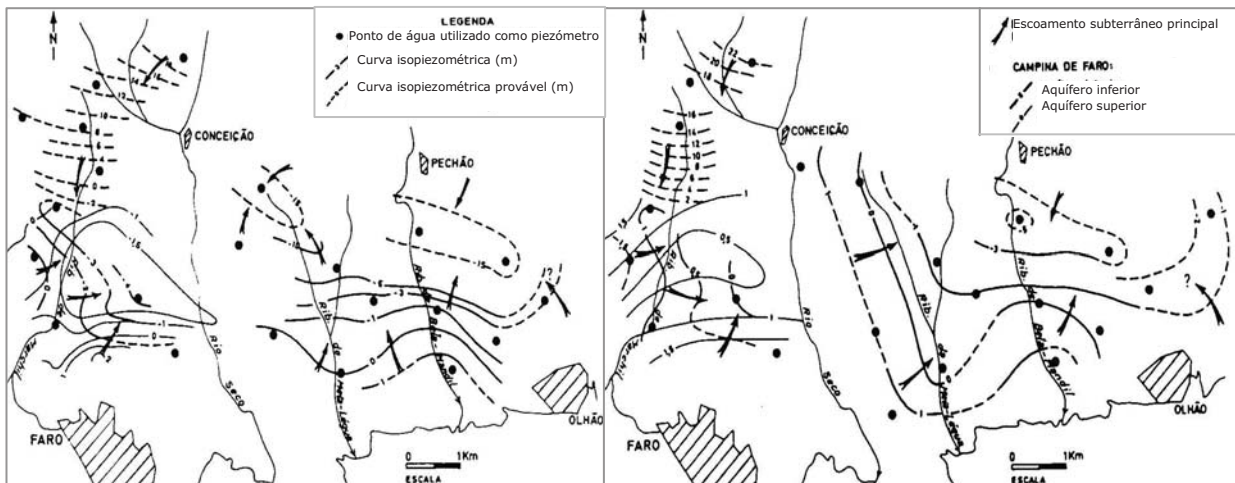


Figura 3.15 – Modelo de escoamento subterrâneo desenvolvido na zona da Campina de Faro, para dois períodos: Outubro/Novembro de 1983 e Abril de 1984 (extraído de Silva *et al.*, 1986)

A direcção e sentido de fluxo nos aquíferos mais superficiais, também os mais explorados, são semelhantes ao da rede de drenagem superficial. Na área compreendida entre Conceição e Faro registou-se uma grande depressão piezométrica, gerada nos anos oitenta, em consequência dos elevados volumes de extracção e do grande número de captações existentes neste local (Manuppella *et al.*, 1987). Estes autores referem o aquífero Miocénico como sendo o mais fortemente explorado e admitem uma interdependência entre reservatórios contíguos, a partir dos quais se realizam importantes transferências de água subterrânea, de modo a satisfazer as necessidades de abastecimento de água. Este tipo de recarga diferida entre aquíferos contíguos verifica-se especialmente nos locais onde a tectonização é mais intensa.

Silva (1988) refere que o escoamento subterrâneo no aquífero Miocénico normalmente se processa de Norte para Sul, com base nos mapas elaborados para dois períodos distintos: Abril de 1983 e Outubro de 1984 (Figura 3.16). Na zona a Este do rio Seco, a piezometria reflecte alguma sobre-exploração causada pelo uso intensivo para irrigação. Este autor refere a existência de duas anomalias na piezometria durante os anos oitenta: a) uma anomalia negativa, de cerca de -3 metros, em Outubro, menos acentuada após o período de Inverno e justificada pela extracção permanente de grandes volumes de água para abastecimento público e uso privado na agricultura; b) uma anomalia positiva, restrita à zona de Lejana de Baixo, em Outubro mas que em Abril se estende para uma

área maior até ao Patacão. Nos anos sessenta, os níveis piezométricos no aquífero freático estavam abaixo dos níveis no aquífero confinado. Esta situação começou a mudar com o começo da exploração do aquífero confinado do Miocénico para satisfazer as necessidades para fins agrícolas (Silva, 1988).

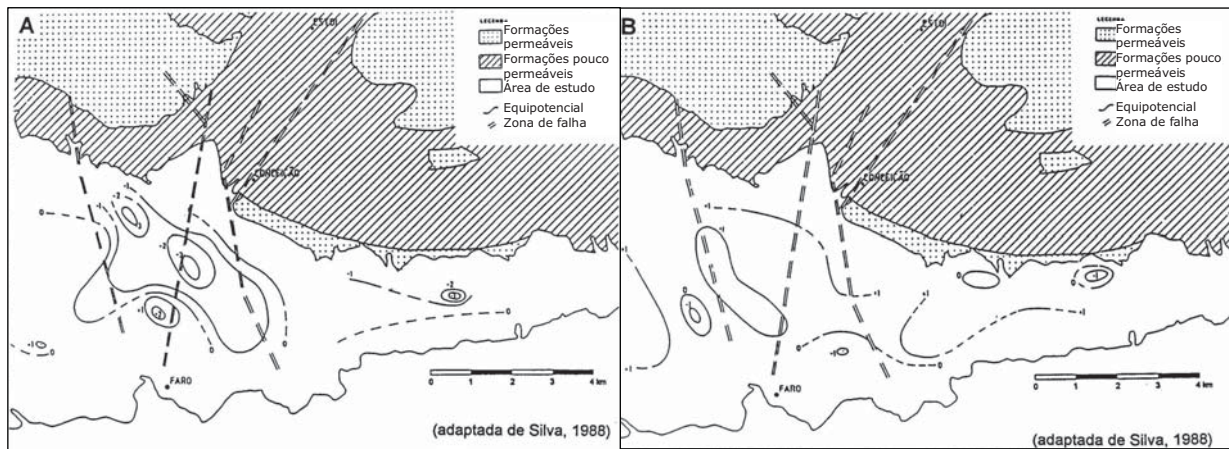


Figura 3.16 – Distribuição da piezometria definida para a unidade da Campina de Faro
 A) Abril de 1983, (B) Outubro de 1984 (Silva, 1988)

De acordo com Almeida *et al.* (2000), a análise da piezometria no sistema aquífero (superficial) permitiu constatar que o fluxo é divergente para SE e SW a partir de uma zona central, onde os níveis estão mais altos. A evolução temporal da série de dados relativos ao período compreendido entre 1978 e 1999 permitiu verificar que a amplitude máxima de oscilação é de 15 metros, que a amplitude interanual é da ordem dos 2 a 3 metros e que os níveis mais baixos correspondem aos anos de 1983 e 1995 e os mais altos ao ano de 1990.

Uma análise mais recente, por Stigter (2005), refere que a direcção geral do fluxo subterrâneo na Campina de Faro é N-S, salientando o escoamento preferencial ao longo de falhas de direcção N-S. Refere também a presença de uma falha transformante na zona de Mar e Guerra - Galvana, de direcção NW-SE, que parece funcionar como uma barreira hidráulica ao escoamento natural. A análise da piezometria no período compreendido entre 1995 e 2003 revelou que a substituição da origem de água para abastecimento público urbano, em 1999 e o conseqüente encerramento de diversos furos de abastecimento urbano não causou um impacto significativo na piezometria. Contudo, as variações sazonais deixaram de ser tão pronunciadas devido à adição de uma nova componente de recarga, mantida pelo retorno da água de irrigação proveniente do abastecimento público com águas de superfície, que se verifica especialmente durante a estação seca. Outro aspecto que salienta é uma tendência de subida dos níveis nos últimos três anos, traduzindo uma diminuição das extracções pela desactivação dos furos de abastecimento.

3.10 Caracterização da piezometria com base nos resultados da Rede de Monitorização do SNIRH

A ARH-Algarve, com orientação do INAG, definiu uma rede de pontos de água para monitorização mensal da piezometria, a partir de 1995. A rede de monitorização inserida nos limites da ZVF compreende 32 pontos de água: 17 localizam-se no sistema aquífero M12; um no sistema aquífero M11; sete no sistema aquífero M10; sete no sistema aquífero M9 (Figura 3.17).

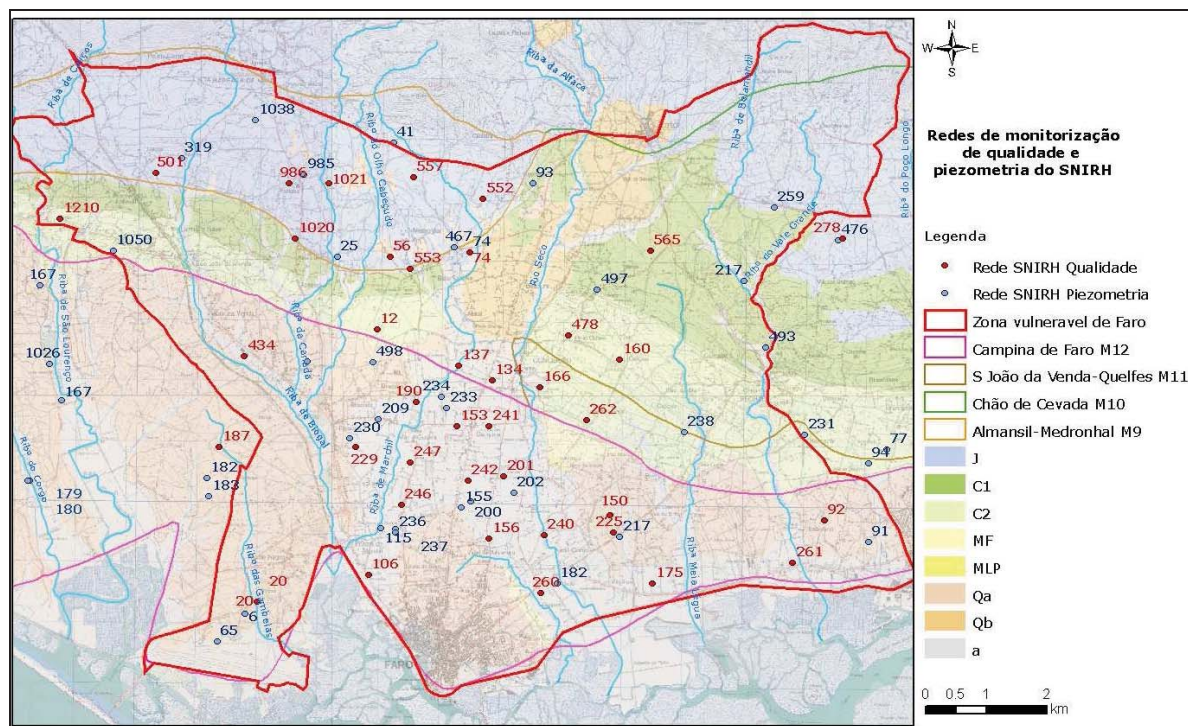


Figura 3.17 – Mapa de localização dos pontos de água monitorizados pelas redes do SNIRH de qualidade e piezometria.

No M12 onze furos, com profundidades que variam entre 40 e 202 m, monitorizam o aquífero confinado (dois estão inactivos), e seis poços monitorizam o aquífero freático (apenas um não tem furo no seu interior, três estão inactivos). A rede activa inclui apenas nove pontos de monitorização do aquífero confinado e três do aquífero freático. No M11 existe inventariado um furo; no M10 sete furos (três estão inactivos) e no M9 sete furos (dois estão inactivos).

Começaram por ser monitorizados treze furos em 1995 nos quatro aquíferos que integram a ZVF (um dos quais desde 1979), destacando-se um número mais relevante no M12, com dez furos. Desde então a rede tem vindo a ser alargada e actualmente são monitorizados um total de 22 furos, tendo dez ficado inactivos praticamente desde o início do registo. O Quadro 3.15 resume a informação relativa aos furos de monitorização da rede de piezometria do SNIRH.

Com base nas séries de dados piezométricos foram elaborados diagramas de caixa para cada furo (Figura 3.18) e calculados alguns parâmetros estatísticos (mínimo, média, máximo, amplitude máxima de variação, amplitude interanual média) (Quadro 3.15). A análise desta informação permitiu concluir que no aquífero freático, a amplitude máxima de oscilação do nível de água é de 8 m (611/91) e no aquífero confinado é de 19 m (611/234), para o período compreendido entre 1979 e 2007. No M10 a amplitude máxima de oscilação do nível piezométrico foi de 36 m (607/93), e de 43 m (606/985) no M9, para o período compreendido entre 1996 e 2007.

A distribuição dos pontos de observação da rede de monitorização está concentrada numa área muito restrita, no caso do aquífero confinado, e a informação é espacialmente insuficiente no caso do aquífero freático.

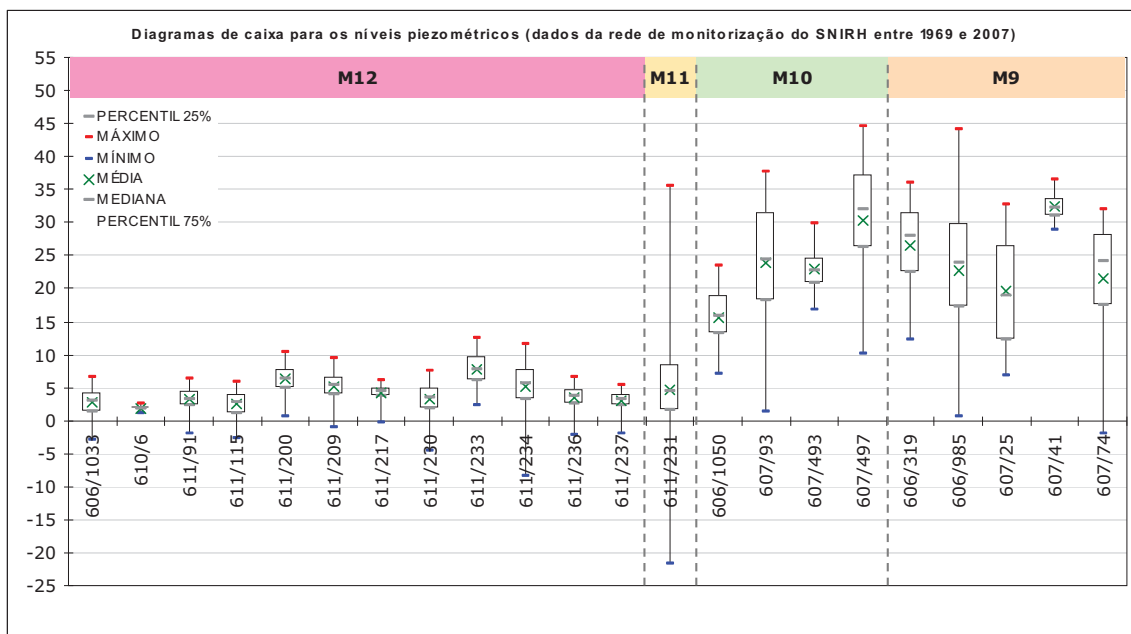


Figura 3.18 - Diagramas de caixa para os níveis piezométricos nos 22 furos activos da rede de monitorização do SNIRH inseridos na ZVF, entre 1969 e 2007.

Na Figura 3.19 e na Figura 3.20 pode observar-se a evolução da piezometria nos furos que captam o aquífero freático e o aquífero confinado do M12, com base nas séries de dados compreendidas entre 1995 e 2007. Foram também projectados em gráfico de barras os valores de precipitação mensal registados na estação de Estói e os respectivos valores anuais.

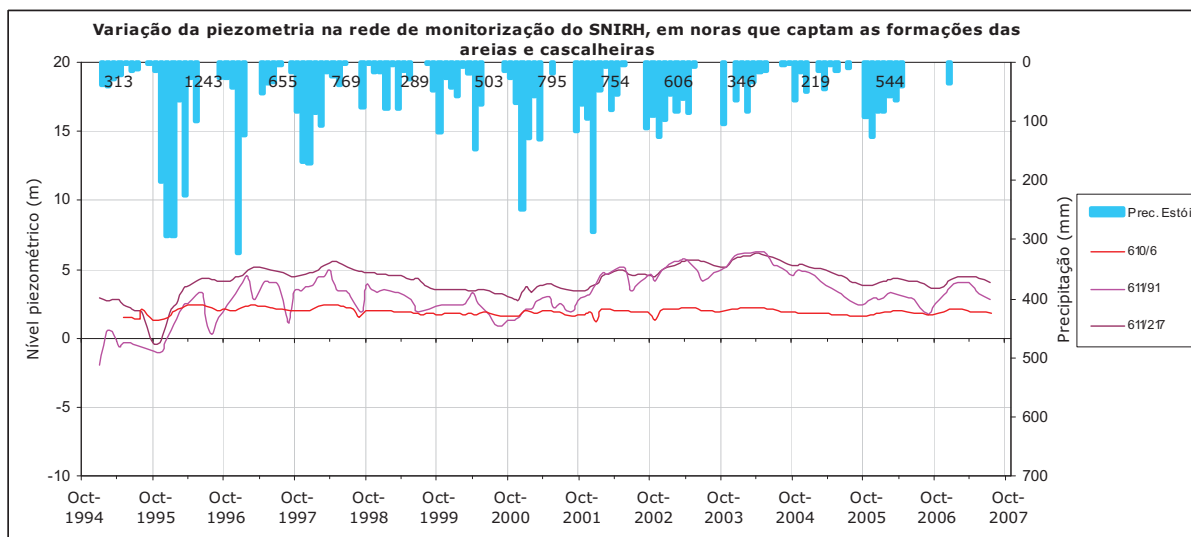


Figura 3.19 – Variação sazonal da piezometria na rede de monitorização do SNIRH observada em poços que captam o aquífero freático (areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário) no M12.

Os furos do aquífero freático revelam um comportamento muito diferenciado entre si, *i.e.*, o furo 610/06 tem uma evolução muito regular, o furo 611/91 apresenta variações muito pronunciadas onde são bem evidentes os efeitos sazonais e o furo 611/217 apresenta pequenas amplitudes de variação também reguladas pelos efeitos sazonais. Apenas o primeiro furo se encontra próximo de um curso de água (ribeira de Gambelas), contudo a pequena amplitude das variações não sugere uma ligação hidráulica com este curso de água. Em termos globais, os níveis subiram no ano hidrológico de 1995/96, no qual se registaram os valores máximos de precipitação (1243 mm) no período em

análise, e desceram após dois anos consecutivos com valores de precipitação muito baixos (346 mm e 219 mm), nos anos hidrológicos de 2003/04 e 2004/05. A análise correspondente aos furos do aquífero confinado revela igualmente efeitos de sazonalidade muito marcados, sendo agora mais pronunciadas as tendências gerais de evolução das séries já referidas. Neste gráfico é mais evidente a subida gradual dos níveis no final do período húmido dos anos hidrológicos de 2000/01 até 2003/04, coincidente com anos de precipitação moderada, mas também com o encerramento dos furos de abastecimento público na Campina de Faro.

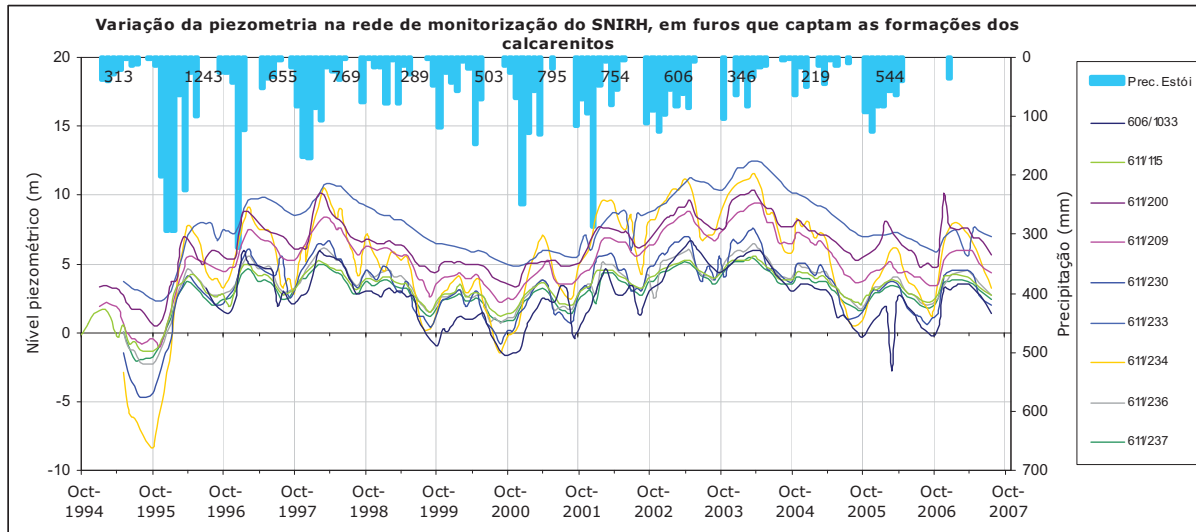


Figura 3.20 - Variação sazonal da piezometria na rede de monitorização do SNIRH observada em furos que captam o aquífero confinado (calcarenitos do Miocénico) no M12.

A distribuição espacial dos valores de piezometria relativos às estações seca e húmida do ano hidrológico de 2006/07 podem observar-se na Figura 3.21 e na Figura 3.22, respectivamente. Como seria de esperar, os níveis são mais baixos no final da estação seca.

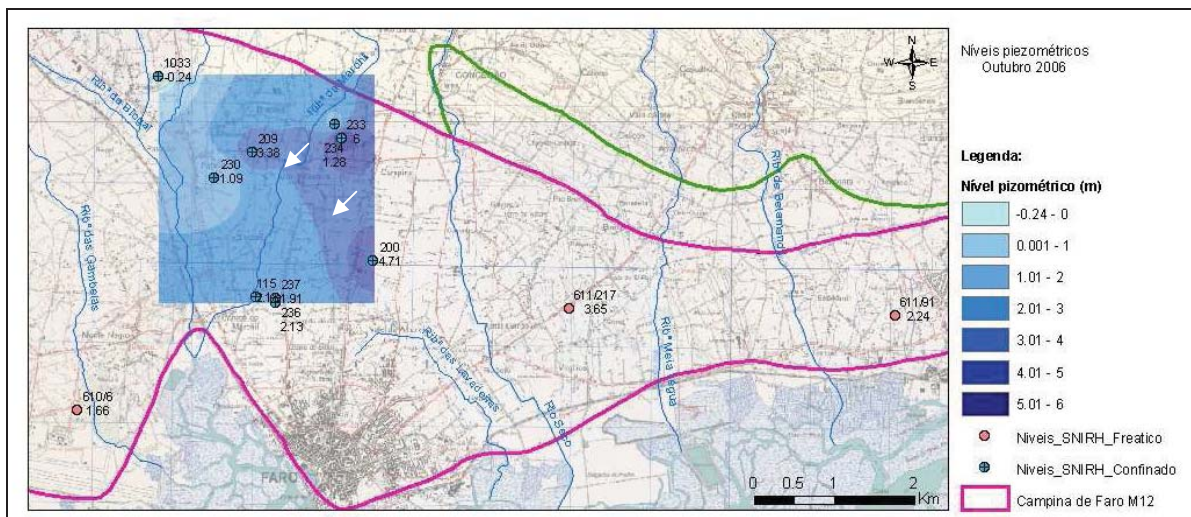


Figura 3.21 – Níveis piezométricos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático e confinado relativos ao M12 e ZVF, em Outubro de 2006.

Quadro 3.4 - Caracterização de pontos de água pertencentes à rede de monitorização de piezometria do SNIRH inseridos na ZVF (a)

| Nº DE INVENTÁRIO | M (m) | P (m) | REGIÃO | TIPO DE FURO | USO | AQUÍFERO CAPTADO | FORMAÇÃO/IDADE CAPTADA | PROF. do FURO (m) | ALTITUDE (m) | ESTADO DA REDE | INCIO DO REGISTO | FIM DE REGISTO | Nº DE VALORES DA SÉRIE | PARÂMETROS ESTATÍSTICOS NÍVEL PIEZOMÉTRICO (m) | | | |
|------------------|--------|-------|----------------------|--------------|-----|------------------|------------------------|-------------------|--------------|----------------|------------------|----------------|------------------------|--|-------|-------|--------------------|
| | | | | | | | | | | | | | | Min. | Méd. | Max. | Amp_int - Amp_max. |
| 606/1033 | 215600 | 10570 | Patação | FV | E | M12 - C | | 40 | 16,02 | Activa | 05/07/1996 | 07/08/2007 | 125 | -2,81 | 2,68 | 6,65 | 9,46 |
| 607/498 | 216680 | 10550 | Braciais | FV | E | M12 - C | | 70 | 25,00 | Inactiva | 04/04/2002 | 04/04/2002 | 1 | | | | |
| 610/6 | 214580 | 6400 | Vale das Almas | P+F | E | M12 - F | AMPQ | - | 13,03 | Activa | 03/05/1995 | 03/08/2007 | 135 | 1,23 | 1,91 | 2,43 | 1,2 |
| 610/65 | 214120 | 5950 | Arábia | P | E | M12 - F | AMPQ | 15 | 12,00 | Inactiva | 05/06/1996 | 04/11/1997 | 5 | | | | |
| 611/91 | 224850 | 7590 | Horta do Barrote | P+F | E | M12 - F | AMPQ | - | 15,50 | Activa | 06/01/1995 | 30/07/2007 | 126 | -2 | 3,2 | 6,32 | 8,32 |
| 611/115 | 216816 | 7820 | Senhora da Saúde | FV | O | M12 - C | CM | 110 | 5,91 | Activa | 26/09/1979 | 03/08/2007 | 367 | -2,63 | 2,44 | 5,91 | 8,54 |
| 611/155 | 218140 | 8160 | Campina de Faro | P+F | E | M12 - | | - | 13,00 | Inactiva | 04/03/1997 | 04/03/1997 | 1 | | | | |
| 611/182 | 219720 | 6910 | Rio Seco | P+F | E | M12 - | | - | 7,72 | Inactiva | 01/08/1996 | 01/08/1996 | 1 | | | | |
| 611/200 | 218295 | 8265 | Campina de Faro | FV | O | M12 - C | CM | 114 | 11,93 | Activa | 05/01/1995 | 03/08/2007 | 125 | 0,53 | 6,31 | 10,36 | 9,83 |
| 611/202 | 219005 | 8405 | Carreiros | FV | E | M12 - C | | 83 | 13,00 | Inactiva | 02/09/1997 | 02/09/1997 | 1 | | | | |
| 611/209 | 216775 | 9620 | Mar e Guerra | FV | E | M12 - C | | 150 | 15,51 | Activa | 05/01/1995 | 03/08/2007 | 140 | -1,04 | 5,22 | 9,39 | 10,43 |
| 611/217 | 220750 | 7670 | Areal Gordo | P+F | O | M12 - F | AMPQ | - | 17,93 | Activa | 06/01/1995 | 30/07/2007 | 142 | -0,34 | 4,24 | 6,18 | 6,52 |
| 611/230 | 216300 | 9300 | Patação | FV | E | M12 - C | CM | 202 | 12,68 | Activa | 03/05/1995 | 03/08/2007 | 142 | -4,7 | 3,26 | 7,48 | 12,18 |
| 611/233 | 217900 | 9800 | Mar e Guerra | FV | O | M12 - C | AM | 61 | 19,46 | Activa | 03/05/1995 | 03/08/2007 | 139 | 2,3 | 7,83 | 12,48 | 10,18 |
| 611/234 | 217810 | 9980 | Mar e Guerra | FV | O | M12 - C | CM | 200 | 19,4 | Activa | 03/05/1995 | 03/08/2007 | 141 | -8,33 | 5,08 | 11,6 | 19,93 |
| 611/236 | 217060 | 7740 | Quinta das Palmeiras | FV | E | M12 - C | | 160 | 10,36 | Activa | 03/05/1995 | 03/08/2007 | 141 | -2,24 | 3,45 | 6,52 | 8,76 |
| 611/237 | 217060 | 7800 | Quinta das Palmeiras | FV | O | M12 - C | | 62 | 10,19 | Activa | 03/05/1995 | 03/08/2007 | 141 | -2,01 | 2,98 | 5,43 | 7,44 |
| 611/231 | 223800 | 9350 | Belmonte | FV | | M11 | | | 42,3 | Activa | 04/01/1995 | 30/07/2007 | 135 | -21,79 | 4,69 | 35,5 | 57,29 |
| 606/1050 | 212400 | 12400 | Torre | FV | | M10 | | | 57,11 | Activa | 05/07/1996 | 07/08/2007 | 116 | 7,11 | 15,6 | 23,54 | 16,43 |
| 607/93 | 219320 | 13500 | Arjona | FV | | M10 | | | 51,61 | Activa | 07/06/1996 | 30/07/2007 | 127 | 1,38 | 23,94 | 37,61 | 36,23 |
| 607/217 | 222800 | 11900 | Areia | FV | | M10 | | | 48 | Inactiva | 02/09/1997 | 02/09/1997 | 1 | | | | |
| 607/259 | 223300 | 13100 | Ariolos | FV | | M10 | | | 90 | Inactiva | 07/06/1996 | 05/11/1997 | 6 | | | | |
| 607/493 | 223150 | 10800 | Pechão | FV | | M10 | | | 42,68 | Activa | 07/06/1996 | 30/07/2007 | 125 | 16,68 | 22,87 | 29,78 | 13,1 |
| 607/497 | 220380 | 11750 | Chaveca | FV | ABU | M10 | CJ | 228 | 65 | Activa | 16/05/2002 | 30/07/2007 | 57 | 10,05 | 30,39 | 44,45 | 34,4 |
| 611/238 | 221810 | 9400 | Arranhado | FV | | M10 | | | 40,27 | Inactiva | 06/02/1995 | 02/03/1999 | 17 | | | | |
| 606/319 | 213530 | 13920 | Calções | | | M9 | | | 52,46 | Activa | 07/06/1996 | 07/08/2007 | 76 | 12,34 | 26,59 | 35,91 | 23,57 |
| 606/985 | 215550 | 13650 | Falfosa | | | M9 | | | 82,79 | Activa | 07/06/1996 | 07/08/2007 | 129 | 0,73 | 22,78 | 44,18 | 43,45 |
| 606/1038 | 214750 | 14550 | Quinta da Floresta | | | M9 | | | 86,33 | Inactiva | 05/09/1996 | 05/03/1997 | 3 | | | | |
| 607/25 | 216100 | 12300 | Mata Lobos | FO | | M9 | CJ | 51 | 45,1 | Activa | 07/06/1996 | 05/03/2001 | 52 | 6,76 | 19,56 | 32,63 | 25,87 |
| 607/41 | 217030 | 14180 | Guilhim | | | M9 | | | 88,73 | Activa | 07/06/1996 | 07/08/2007 | 40 | 28,85 | 32,35 | 36,37 | 7,52 |
| 607/74 | 218280 | 12360 | Bela Salema | FV | ABU | M9 | CJ | 40 | 37 | Activa | 16/05/2002 | 30/07/2007 | 57 | -2,02 | 21,57 | 32 | 34,02 |
| 607/467 | 218020 | 12450 | Medronhal | | | M9 | | | 42 | Inactiva | 03/04/1997 | 08/01/1998 | 9 | 17,15 | 22,79 | 29,2 | 12,05 |

(a) origem dos dados SNIRH, Faro_INVENTAR/LNEC, Stigter (2005)

Tipo de Furo: FV - furo vertical; P+F - Poço mais furo; P - poço

Uso: E - extracção; O - observação; ABU - abastecimento urbano

Aquífero captado: C - confinado F - freático

Sistemas aquíferos: M12 - Campina de Faro; M11 - São João da Venda-Queifes; M10 - S. João da Venda-Queifes; M9 - Almandil-Medronhal.

Formação/idade: AMPQ - areias do Mio-Plio-Quaternário; AM - areias do Miocénico; CM - calcarenito do Miocénico; CJ - calcários do Jurássico

Amp_int - Amplitude interanual média

Amp_max - Amplitude máxima de oscilação

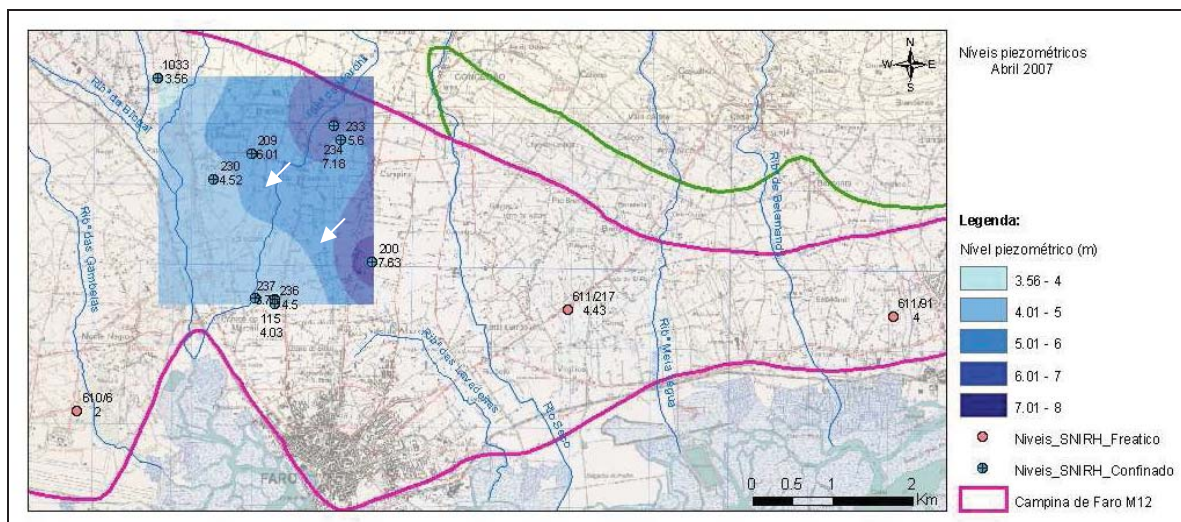


Figura 3.22 – Níveis piezométricos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático e confinado relativos ao M12 e ZVF, em Abril de 2007.

3.11 Parâmetros hidráulicos

Os parâmetros hidráulicos dos aquíferos do sistema aquífero da Campina de Faro foram definidos por Silva (1988), Almeida *et al.* (2000) e Stigter (2005). O Quadro 3.5 resume a informação sobre transmissividade, coeficiente de armazenamento e produtividade das captações. Os dois primeiros parâmetros hidráulicos foram calculados a partir dos resultados dos ensaios de bombagem realizados nas formações Cretácicas, Miocénicas e Quaternárias. Os valores da permeabilidade e porosidade do Mio-Plio-Quaternário estão apresentados no Quadro 3.6 e foram obtidos por Silva (1988), através da aplicação de fórmulas empíricas relacionadas com a granulometria das amostras de solo, de ensaios *in situ* expeditos, tipo Le Franc e laboratoriais com permeâmetro. Os valores de permeabilidade variam entre $1,6 \times 10^{-7}$ e $9,3 \times 10^{-5}$ cm/s ($1,38 \times 10^{-4}$ e $8,04 \times 10^{-2}$ m/d) e referem-se ao aquífero freático.

Quadro 3.5 – Parâmetros hidráulicos características das formações aquíferas

| | Transmissividade (m ² /d) Localidade do ensaio | Coefficiente de armazenamento | Produtividade (L/s) |
|--|--|---|---|
| Formações Cretácicas | 311 - Mar e Guerra ^(c) | - | - |
| Formações Miocénicas carbonatadas | 140 - 284 - Campina de Faro (prof. 260m) (RE) ^(a) 170 - 200 (RT) ^(a) 19, 33, 53 e 302 - Quinta do Lago ^(a) 397 - Gambelas ^(b) | 0,001 ^(a) 0,00013 - Gambelas ^(b) | 3 - 36 (32 captações) ^(a) 0,4 - 44 (média=7) ^(b) |
| Formações Mio-Plio-Quaternárias | - | - | 1 ^(a) |
| Formações Quaternárias | 4026 (Estrada do Medronhal - prof. 30m) ^(a) | 0,04 (Estrada do Medronhal - prof. 30m) ^(a) | - |

(a) Silva (1988); (b) Almeida *et al.* (2000); (c) Stigter (2005)
RE - Regime estacionário; RT - regime transitório

Stigter (2005) propõe valores de permeabilidade compreendidos entre 4,1 e 12,2 m/d, para as formações arenosas e entre 12,2 e 28,5 m/d, para os calcarenitos do Miocénico. Lobo Ferreira *et al.* (1995) menciona um valor superior a 81,5 m/d para as formações formações cársicas. Os valores propostos por Stigter (2005) basearam-se na análise de valores referidos na literatura, conjugados com os mencionados em tabelas de referência característicos do tipo de formação presente. A permeabilidade (K) do aquífero Miocénico foi estimada com base nos valores de transmissividade (T), referidos em Silva (1988), e na espessura da zona de ralos do furo (b), através seguinte expressão $K=T/b$, nomeadamente na Quinta do Lago 0,19 m/d ($19 \text{ m}^2/\text{d}/100 \text{ m}$); 0,51 m/d ($33 \text{ m}^2/\text{d}/64$

m); 1 m/d (53 m²/d/53 m); 4,44 m/d (302 m²/d/68 m); em Gambelas 3,97 m/d (397 m²/d/100 m) e na Campina de Faro 1,74 m/d (284 m²/d/163 m) (Lobo Ferreira *et al.*, 2006).

Quadro 3.6 – Valores de permeabilidade, porosidade total, retenção específica e cedência específica determinados no aquífero freático (Mio-Plio-Quaternário) com diferentes metodologias/ensaios (cf. Silva, 1988)

| Metodologia | Permeabilidade (cm/s) Localidade | Ensaios laboratoriais (3) | | | Localidade |
|---|--|---------------------------------------|--|---|-----------------------|
| | | Porosidade total (n _t) | Retenção específica (S _r) | Cedência específica (S _y = S) | |
| Método Caputo (1) | 1,2x10 ⁻⁶ (diversos locais) | 0,38 | 0,03 | 0,35 | Ancão |
| Método Letourneur (2) | 3,7x10 ⁻⁷ (Faro Hospital) 1,6x10 ⁻⁷ (Ancão) 2,6x10 ⁻⁷ (Ludo) 3,9x10 ⁻⁷ (Olhão) | 0,30 | 0,02 | 0,28 | Faro Hospital |
| Ensaios <i>in situ</i> LeFranc | 1x10 ⁻⁶ (Areal Gordo) 3,3x10 ⁻⁶ (Montenegro) 1,9x10 ⁻⁶ (Areias de Almansil) 2,5x10 ⁻⁶ (Quarteira) | 0,30 | 0,04 | 0,26 | Praia de Vale do Lobo |
| Ensaios com permeâmetro (potencial constante) | 8,6x10 ⁻⁶ (Ancão) 4,5x10 ⁻⁵ (Ludo) 9,3x10 ⁻⁵ (Olhão) | 0,22 | 0,02 | 0,20 | Praia Forte Novo |
| Ensaios com permeâmetro (potencial variável) | 6,6x10 ⁻⁶ (Ancão) 3,5x10 ⁻⁵ (Ludo) 9,1x10 ⁻⁵ (Olhão) | | | | |
| Média | 1,67x10 ⁻² m/d | | | | |
| Mínimo - máximo | 1,38x10 ⁻⁴ - 8,04x10 ⁻² m/d | | | | |

(3) n_t = S_y + S_r
 S = S_y + hS_s = S_y para aquíferos livres = porosidade eficaz
 S = coeficiente de armazenamento para aquíferos freáticos
 S_s = armazenamento específico; h = espessura saturada

(1) $K=C \times D_{10}^2$; $100 < C < 150$

(2) $K=200 \times e^2 \times D_{10}^2$; $e=n/(1-n)$

3.12 Quantificação das extracções de água no aquífero

Até 1999 o abastecimento de água à cidade de Faro era exclusivamente feito a partir de águas subterrâneas. Após a construção da barragem de Odeleite, a sua activação em 1998, e a operação em conjunto com a barragem do Beliche, começou a substituição gradual do abastecimento urbano para as águas de origem superficial na zona Algarvia (Stigter, 2005), realizado pelo Sistema Multimunicipal de Abastecimento de Água ao Sotavento Algarvio, concessionado à empresa Águas do Sotavento Algarvio, S.A.. A substituição para o abastecimento público urbano a partir de águas de superfície, captadas em albufeiras, conduziu ao encerramento dos furos de extracção municipais.

Actualmente, no concelho de Faro, existem 15 furos de extracção para abastecimento público localizados nas vilas de Santa Bárbara de Nexe, Estói e Conceição (INSAAR, 2002). Estes furos não estão em funcionamento, cinco dos quais encontram-se em fase de *stand-by* em Santa Bárbara de Nexe (INSSAR, 2005).

A Figura 3.23 representa o volume extraído anualmente em 11 furos de captação municipais no concelho de Faro, entre 1968 e 1996 (extraída de Stigter, 2005, origem dos dados foi a ARH-Algarve). O Quadro 3.7 mostra algumas características destes furos. A maior parte extrai água proveniente das formações calcárias carsificadas de idade jurássica. Apenas três captam água nos calcarenitos do Miocénico na Campina de Faro e um nas dolomites do Cretácico. O volume extraído foi de 0,64 hm³ em 1983 (Silva, 1988), 0,70 hm³ em 1968, e o maior volume extraído atingiu os 3,7 hm³ em 1996 (Stigter, 2005). O valor estimado de uso de águas subterrâneas para fins agrícolas (rega) foi estimado pelo inventário da ARH-Algarve em 12 hm³/ano.

Na área de estudo existem mais de uma centena de captações privadas que continuam a extrair água dos aquíferos freático e confinado, para irrigação agrícola e abastecimento doméstico. Na área agrícola de Faro praticamente todos os residentes dispõem de um poço/furo. A intensa utilização da água subterrânea por residentes está relacionada com o baixo custo de extracção, comparativamente com o custo da água fornecida pelos serviços de abastecimento público urbano, ou em alguns casos, com a ausência do sistema de distribuição de abastecimento. Não se dispõe de informação sobre os caudais extraídos e períodos de tempo de extracção para estes furos privados, mas serão certamente elevados e as extracções mais frequentes durante o período da estação seca.

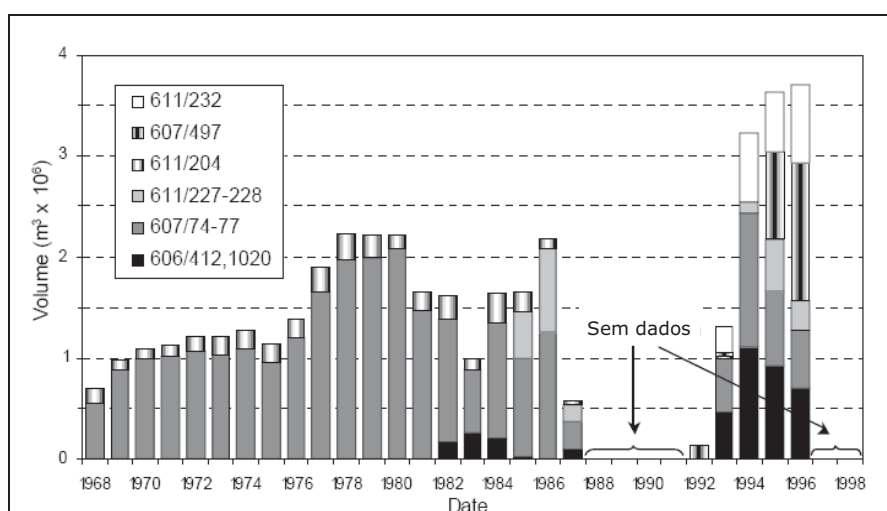


Figura 3.23 – Volume anual extraído dos furos de extracção municipais no concelho de Faro (cf. Stigter, 2005)

Quadro 3.7 – Características dos furos de extracção no concelho de Faro (adaptado de Stigter, 2005)

| Nº de inventário | Aquífero captado | Formação/ idade captada | Prof. do furo (m) | Ano de construção |
|------------------|------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|
| 606/412 | M9 | Calcário do Jurássico | 200 | 1980 |
| 606/1020 | M9 | Calcário do Jurássico | 117 | 1984 |
| 607/74 | M10 | Calcário do Jurássico | 40 | 1965 |
| 607/75 | M10 | Calcário do Jurássico | 52 | 1965 |
| 607/76 | M10 | Calcário do Jurássico | 40 | 1965 |
| 607/77 | M10 | Calcário do Jurássico | 40 | 1976 |
| 607/497 | M10 | Calcário do Jurássico | 228 | 1987 |
| 611/204 | M12 | Calcarenito do Miocénico | 71 | 1962 |
| 611/227 | M12 | Calcarenito do Miocénico | 249 | 1984 |
| 611/228 | M12 | Calcarenito do Miocénico | 250 | 1984 |
| 611/232 | M11? | Dolomite do Cretácico | 197 | 1988 |

No Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (PBHRA, 1999) foram determinados os volumes de água utilizados (*i.e.* extracções), consumidos e restituídos pela agricultura de regadio para o concelho de Faro. Não se dispondo de registos de consumos de água os cálculos foram feitos por métodos indirectos que executam um balanço hídrico ao nível do solo (metodologia ISAREG, descrita em PBHRA, 1999) para estimar as necessidades de água de cada cultura. A área agrícola útil total do concelho de Faro é de 5383 ha, dos quais 2305 ha são irrigados. Os grupos culturais referidos no PBHRA incluem citrinos, prunóideas, vinha, hortícolas de cultura livre e de cultura protegida, com valores médios de eficiência de rega de 82%. Para o concelho de Faro são referidos os valores de necessidades hídricas totais anuais médias (PBHRA, 1999):

| <u>Área regada (ha)</u> | <u>Utilização</u> | <u>Consumo</u> | <u>Retorno</u> |
|-------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| 2305 | 11,879 hm ³ | 9,740 hm ³ | 2,139 hm ³ |
| | 515 mm/ano | 423 mm/ano | 92 mm/ano |

Cerca de 9,7 hm³ do volume de água fornecido (de 11,9 hm³) é efectivamente consumido pelas culturas, sendo 2,1 hm³ restituídos ao meio subterrâneo (PBHRA, 1999).

Uma vez que no PBHRA não se dispõe da cartografia das áreas regadas, em Lobo Ferreira *et al.* (2006) foi proposta uma metodologia que relaciona as áreas das culturas de base consideradas no PBHRA, para o concelho de Faro, com as áreas das mesmas culturas representadas na carta de ocupação do solo (*Corine Land Cover* 2000). Estes autores determinaram, deste modo, os consumos de água subterrânea para rega (Quadro 3.8), por cada classe de ocupação do solo do mapa *Corine Land Cover* (Figura 3.24). No Quadro 3.9 aplicou-se o mesmo procedimento para a determinação das extracções de água para rega para a área agrícola irrigada no concelho de Faro e no sistema aquífero da Campina de Faro. Assim, foram determinados os seguintes valores de necessidades hídricas totais anuais médias para a área agrícola comum ao concelho de Faro e ao sistema aquífero M12:

| <u>Área regada (ha)</u> | <u>Utilização</u> | <u>Consumo</u> | <u>Retorno</u> |
|-------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 2215 | 1,93 hm ³ | 1,57 hm ³ | 0,36 hm ³ |
| | 87 mm/ano | 71 mm/ano | 16 mm/ano |

Quadro 3.8 – Consumos de água subterrânea para rega, determinados para cada classe de ocupação do solo do *Corine Land Cover*, calculados em Lobo Ferreira, *et al.* (2006) com base nos valores referidos no PBHRA

| Código LC | Descrição | Consumo de água na rega (mm/ano) * | Área agrícola irrigada no concelho de Faro e no M12 (ha) | Consumo calculado para o concelho de Faro e no M12 (mm/ano) |
|------------------|---|---|---|--|
| 222 | Pomares | 320 | 365 | 53 |
| 241 | Culturas anuais associadas a culturas permanentes | 101 | 0 | 0 |
| 242 | Sistemas culturais e parcelares complexos | 23 | 1668 | 17 |
| 243 | Terras ocupadas principalmente por agricultura com espaços naturais importantes | 11 | 182 | 0,90 |
| TOTAL | | - | 2215 | 71 |

* Consumos de água calculados a partir dos valores apresentados no PBHRA (1999), por uma relação entre áreas.

Quadro 3.9 – Extracções de água subterrânea para rega, determinados para cada classe de ocupação do solo do *Corine Land Cover*, calculada em Lobo Ferreira, *et al.* (2006) com base nos valores referidos no PBHRA

| Código LC | Descrição | Extracções de água para rega (mm/ano) * | Área agrícola irrigada no concelho de Faro e no M12 (ha) | Extracções calculadas para o concelho de Faro e M12 (mm/ano) |
|------------------|---|--|---|---|
| 222 | Pomares | 382 | 365 | 63 |
| 241 | Culturas anuais associadas a culturas permanentes | 122 | 0 | 0 |
| 242 | Sistemas culturais e parcelares complexos | 30 | 1668 | 22 |
| 243 | Terras ocupadas principalmente por agricultura com espaços naturais importantes | 15 | 182 | 0,12 |
| TOTAL | | - | 2215 | 87 |

* Extracções de água calculadas a partir dos valores apresentados no PBHRA (1999), por uma relação entre áreas.

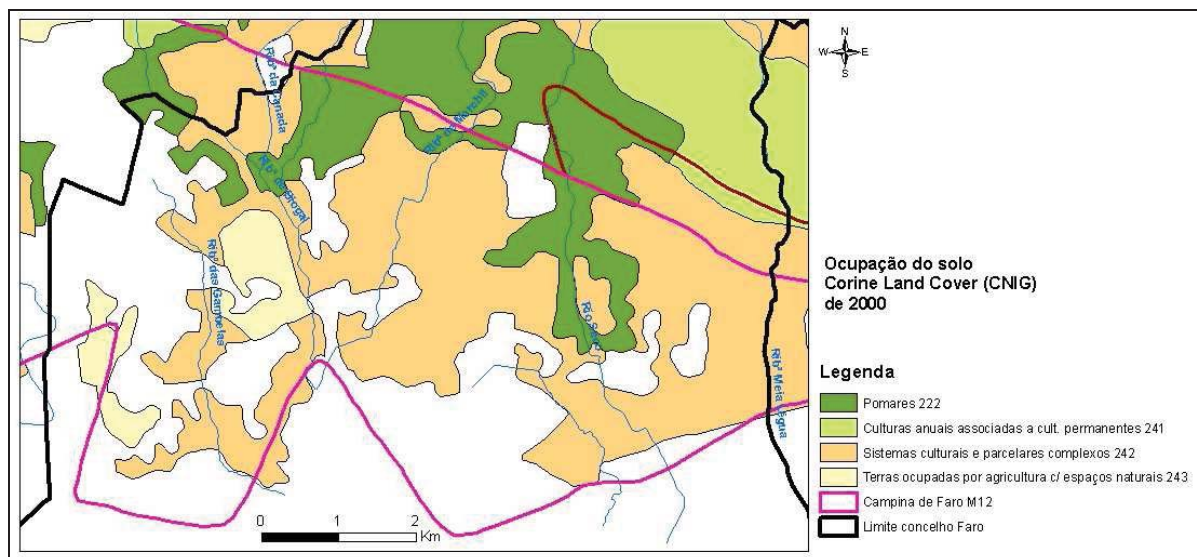


Figura 3.24 – Ocupação do solo (Corine Land Cover 2000) na área ocupada pelo sistema aquífero da Campina de Faro e pelo concelho de Faro

3.13 Análise da evolução do escoamento superficial

A Figura 3.25 mostra a rede hidrográfica da zona central do sistema aquífero da Campina de Faro. O rio Seco é principal rio que atravessa a área, com direcção aproximada NNE-SSW no troço que atravessa o M12. Apresenta um comprimento total de 21 Km e, normalmente, declive acentuado no trecho a montante e pouco acentuado a jusante. Os restantes cursos de água, nomeadamente a Ribeira das Gambelas, Ribeira de Biogal, Ribeira de Marchil, Ribeira das Lavadeiras, Ribeira de Meia Léguas e Ribeira de Belamandil são rios tributários que apenas têm escoamento superficial quando existem episódios de precipitação significativos. As duas estações hidrométricas existentes no rio Seco, com registos na rede de monitorização do SNIRH/INAG, são a estação de Coiro da Burra (ref. 31J/01H) e a estação de Rio Seco (ref. 31J/02H) (Figura 3.25). Apenas a estação de Coiro da Burra, perto de Estói, está inserida na rede de monitorização automática com telemetria do SNIRH. O período de registo nesta estação fica compreendido entre 10/1985 e a actualidade, passando em 06/2001 para o registo automático. O período de registo utilizado nesta análise fica compreendido entre 1/10/1985 e 30/09/2007 (dados do SNIRH; <http://www.snirh.pt>). No caso da estação de Rio Seco, o período de registo disponível fica compreendido entre 1/10/1995 e 30/09/2005, tendo os dados sido fornecidos pela ARH-Algarve. Deste modo, o período de registo comum às duas estações situa-se entre 1/10/1995 e 30/09/2005, no qual se identificaram alguns períodos sem registos (Quadro 3.10).

A estação de Coiro da Burra localiza-se a cerca de 8,90 km para montante da estação de Rio Seco. As áreas drenadas são de 36,79 km² e 62,41 km² para a estação de Coiro da Burra e estação de Rio Seco, respectivamente. Na secção do rio entre as duas estações existe apenas um afluente, a ribeira de Alface, sendo a confluência muito próxima da estação de Coiro da Burra. No Quadro 3.11 são apresentados os valores do escoamento superficial calculado e o caudal máximo e médio determinados para os anos hidrológicos compreendidos entre 1985/86 e 2006/07, na estação de Coiro da Burra, e para os anos hidrológicos compreendidos entre 1995/96 e 2004/05, para a estação de Rio Seco. Na estação de Coiro da Burra o volume de escoamento total estimado é de 98,39 hm³ (série de 22 anos) e o caudal máximo de 71,39 m³/s, registado no ano 1987/1988. Para a

estação de Rio Seco o volume total escoado foi de 66,96 hm³ (série 10 anos), tendo registado no ano de 2001/2002 um caudal máximo de 57 m³/s.

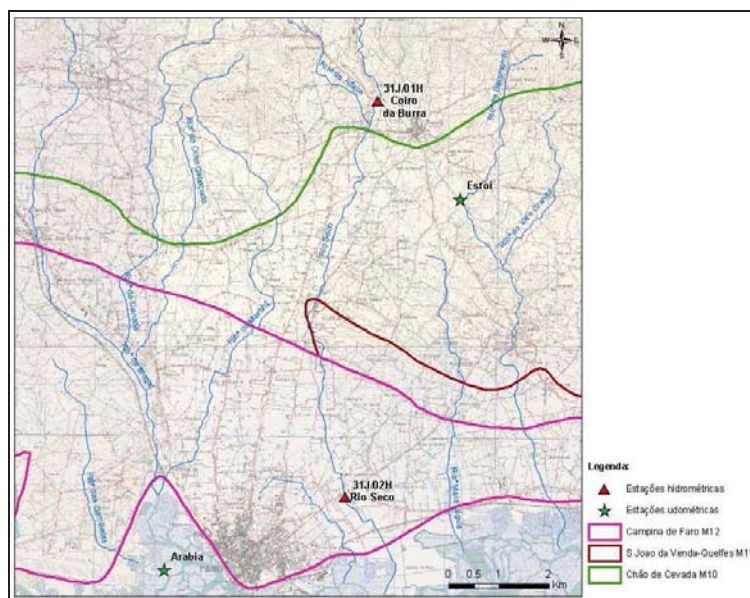


Figura 3.25 – Localização dos principais cursos da água na região em estudo e das duas estações hidrométricas no rio Seco.

Quadro 3.10 – Períodos sem registo de dados no período de análise comum às duas estações hidrométricas do rio Seco (entre 01/10/1995 e 30/09/2005)

| Estação hidrométrica Coiro da Burra (31J/01H) | | Estação hidrométrica Rio Seco (31J/02H) |
|---|--------------------|---|
| 07 - 30/01/1996 | 18/12/2002 | 23/12/2001 a 02/01/2001 |
| 18 - 25/12/1996 | 20 - 21/01/2003 | |
| 05 - 09/01/1997 | 10 - 12/05/2003 | |
| 16/02 - 22/04/1998 | 16 - 21/05/2003 | |
| 11 - 12/12/2001 | 28/08 - 14/10/2003 | |
| 17 - 18/12/2001 | 24/11/2003 | |
| 23/12/2001 | 23/02/2003 | |
| 02/01/2002 | 31/08/2005 | |
| 27/11/2002 | | |

Quadro 3.11 – Escoamento superficial, caudal máximo e médio anual calculados para as estações hidrométricas de Coiro da Bura e Rio Seco, no período compreendido entre os anos hidrológicos de 1985/86 e 2006/07.

| Anos hidrológicos | Escoamento superf. - Coiro da Burra (m ³ /ano) | Escoamento superf. - Coiro da Burra (hm ³ /ano) | Caudal máx. anual (m ³ /s) | Caudal médio anual (m ³ /s) | Escoamento superf. - Rio Seco (m ³ /ano) | Escoamento superf. - Rio Seco (hm ³ /ano) | Caudal máx. anual (m ³ /s) | Caudal médio anual (m ³ /s) |
|-------------------|---|--|---------------------------------------|--|---|--|---------------------------------------|--|
| 1985/1986 | 200448 | 0,20 | 0,16 | 0,01 | - | - | - | - |
| 1986/1987 | 219456 | 0,22 | 0,26 | 0,01 | - | - | - | - |
| 1987/1988 | 23531040 | 23,53 | 71,39 | 0,74 | - | - | - | - |
| 1988/1989 | 9923904 | 9,92 | 13,69 | 0,31 | - | - | - | - |
| 1989/1990 | 11394432 | 11,39 (a) | 19,80 | 0,43 | - | - | - | - |
| 1990/1991 | 5379264 | 5,38 | 8,86 | 0,17 | - | - | - | - |
| 1991/1992 | 139104 | 0,14 | 1,02 | 0,00 | - | - | - | - |
| 1992/1993 | 2154816 | 2,15 | 4,92 | 0,07 | - | - | - | - |
| 1993/1994 | (s/ dados) | (s/ dados) | - | - | - | - | - | - |
| 1994/1995 | 90720 | 0,09 | 0,79 | 0,00 | - | - | - | - |
| 1995/1996 | 19202400 | 19,20 | 39,43 | 0,65 | 25675747 | 25,68 | 26,32 | 0,81 |
| 1996/1997 | 5228064 | 5,23 | 2,79 | 0,17 | 6807283 | 6,81 | 4,06 | 0,22 |
| 1997/1998 | 7744896 | 7,74 | 7,44 | 0,30 | 8078918 | 8,08 | 5,63 | 0,26 |
| 1998/1999 | 0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1999/2000 | 95904 | 0,10 | 0,29 | 0,00 | 43805 | 0,04 | 0,15 | 0,00 |
| 2000/2001 | 7689600 | 7,69 | 9,28 | 0,24 | 8775821 | 8,78 | 5,59 | 0,28 |

Capítulo 3 – Caracterização geral da área de estudo

| Anos hidrológicos | Escoamento superf. - Coiro da Burra (m ³ /ano) | Escoamento superf. - Coiro da Burra (hm ³ /ano) | Caudal máx. anual (m ³ /s) | Caudal médio anual (m ³ /s) | Escoamento superf. - Rio Seco (m ³ /ano) | Escoamento superf. - Rio Seco (hm ³ /ano) | Caudal máx. anual (m ³ /s) | Caudal médio anual (m ³ /s) |
|-------------------|---|--|---------------------------------------|--|---|--|---------------------------------------|--|
| 2001/2002 | 3492288 | 3,49 | 1,56 | 0,11 | 9963156 | 9,96 | 57,08 | 0,33 |
| 2002/2003 | 1501632 | 1,50 (b) | 0,42 | 0,05 | 6908630 | 6,91 | 2,00 | 0,22 |
| 2003/2004 | 23328 | 0,02 (c) | 0,11 | 0,00 | 512179 | 0,51 | 1,94 | 0,02 |
| 2004/2005 | 16416 | 0,02 | 0,18 | 0,00 | 193190,4 | 0,19 | 1,23 | 0,01 |
| 2005/2006 | 83808 | 0,08 | 0,26 | 0,00 | - | - | - | - |
| 2006/2007 | 280800 | 0,28 | 0,22 | 0,01 | - | - | - | - |
| TOTAL | 98392320 | 98,39 | - | - | 66958730 | 66,96 | - | - |

(a) Faltam os meses de Novembro e Dezembro.

(b) Falta o mês de Setembro.

(c) Falta o mês de Outubro.

Procurou-se comparar os volumes de escoamento superficial anuais nas duas estações e a respectiva precipitação (Figura 3.26). A estação udométrica seleccionada foi a de Estói, localizada muito próxima da estação Coiro da Burra (2,5 km a SE). Para o período de análise (1985/86 a 2005/06), os valores do coeficiente de correlação entre a precipitação e o escoamento superficial são elevados, destacando-se a correlação de 96,2%, na estação de Rio Seco, no período entre 1995/96 e 2004/05. Saliencia-se o facto de que, quando a precipitação anual não excede os 600 mm, os episódios de escoamento no Rio Seco não são relevantes (Figura 3.27).

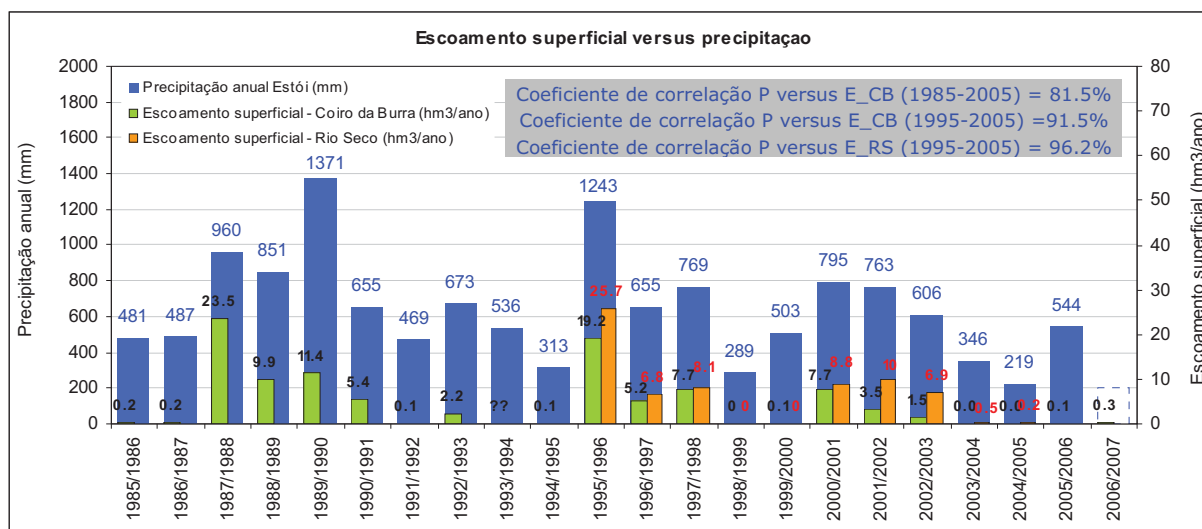


Figura 3.26 – Variação anual do escoamento superficial registado nas estações hidrométricas de Coiro da Burra e Rio Seco e sua comparação com os valores de precipitação anual registados na estação udométrica de Estói (período de análise compreendido entre 1995 e 2007)

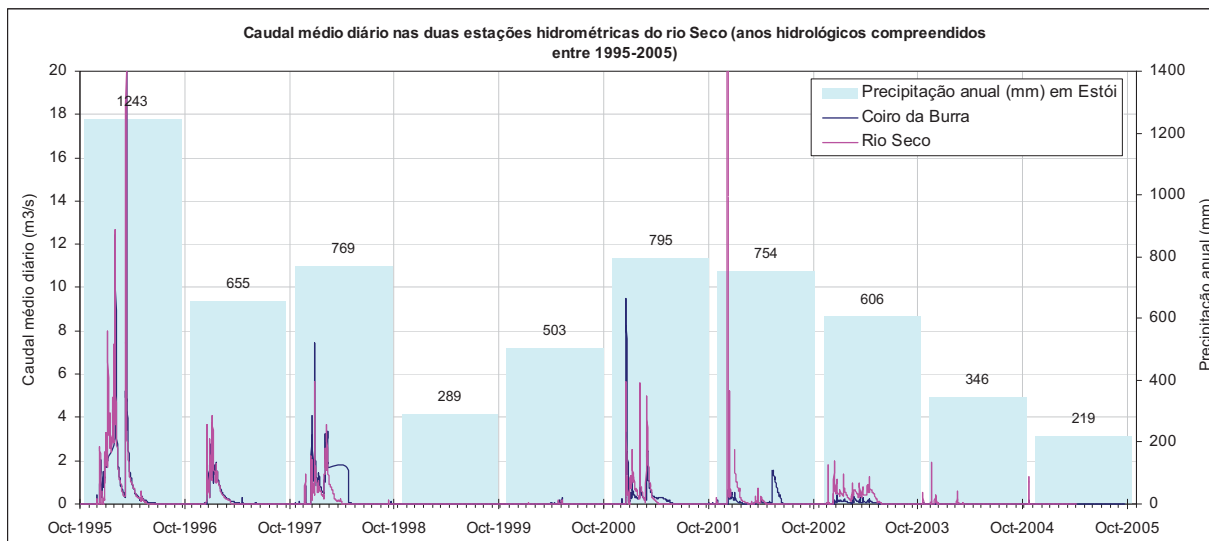


Figura 3.27 – Variação do caudal médio diário registado nas duas estações hidrométricas do Rio Seco (período compreendido entre os anos hidrológicos de 1995/96 e 2004/05) e comparação com os valores de precipitação anual registados em Estói.

Em Lobo Ferreira *et al.* (2006) foi realizada uma análise que permitiu determinar o volume de água disponível no troço do rio Seco compreendido entre as duas estações referidas. Em seguida é feita uma actualização destes valores, seguindo a mesma metodologia referida nesse relatório (*Deliverable D31* do Projecto Gabardine). A curva de duração do caudal médio diário realizada para o período de um ano, com valores comuns das séries de dados, mostra que a duração do escoamento é muito pequena: média de 74 dias por ano para a estação de Rio Seco e média de 102 dias por ano para a estação de Coiro da Burra (Figura 3.28). As características de ambas as curvas (Quadro 3.12) são muito semelhantes, excluindo apenas o troço inicial, com um caudal mais elevado na estação de Coiro da Burra e no troço final (quando o caudal médio diário $< 1 \text{ m}^3/\text{s}$), com caudais ligeiramente mais elevados no Rico Seco. A partir dos 2 meses a duração (62 dias) ambas as curvas atingem um valor de caudal médio de $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (100 L/s), que rapidamente se esgota em 12 dias na estação de Rio Seco; em Coiro da Burra demora mais algum tempo até se atingir um caudal nulo, 40 dias.

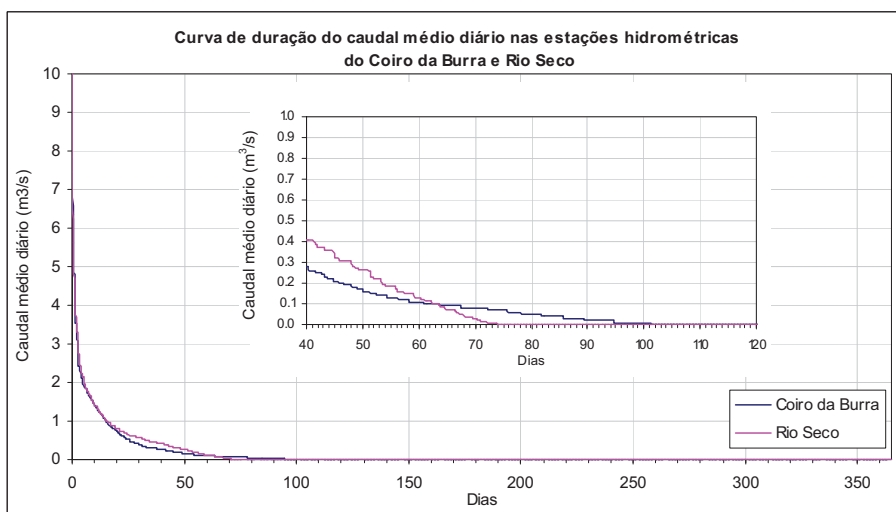


Figura 3.28 – Curva de duração do caudal médio diário, para o período de um ano, nas estações hidrométricas de Coito da Burra e Rio Seco (período de análise 01/10/1995 e 30/09/2005).

Quadro 3.12 – Características do escoamento superficial nas estações de Coiro da Burra e Rio Seco, para valores comuns de ambas as séries analisadas (período de análise 01/10/1995 e 30/09/2005).

| Caudal médio diário (m ³ /s) | Coiro da Burra | Rio Seco |
|--|----------------|----------|
| Máximo | 39,43 | 26,32 |
| Média | 0,15 | 0,16 |
| Mediana | 0,00 | 0,00 |
| Mínimo | 0,00 | 0,00 |
| Característica máxima (excede 10 dias/ano) | 1,42 | 1,40 |
| Excede 1 mês/ano | 0,40 | 0,57 |
| Excede 2 meses/ano | 0,11 | 0,13 |

No sentido de se perceber qual a variação do escoamento superficial nas duas bacias, *i.e.*, a bacia cujo escoamento conflui para a estação de Coiro da Burra e a bacia cujo escoamento conflui para a estação de Rio Seco, calculou-se a diferença para o escoamento superficial anual e o caudal médio anual (Quadro 3.13). Os valores positivos na coluna quatro e na coluna sete indicam um volume superior no Rio Seco e os valores negativos um valor superior no Coiro da Burra. Com excepção do ano de 1999/2000, o escoamento é superior na estação de Rio Seco, indicando um volume de água que se ganha durante o percurso pela secção do rio. Os valores de escoamento superficial médios calculados foram de 4,50 hm³ para Coiro da Burra e 6,70 hm³ para Rio Seco, entre os anos hidrológicos de 1995/96 e 2004/05. Em termos médios, verifica-se um ganho de 2,20 hm³/ano (0,06 m³/s) na secção mais a jusante. Chama-se a atenção para a questão da localização da estação de Coiro da Burra (Figura 3.25), a cerca de 400 metros para montante da confluência do afluente de Ribeira da Alface. Esta questão é pertinente porque significa que o escoamento proveniente da bacia da Ribeira de Alface é quantificado na estação de Rio Seco e não na estação de Coiro da Burra. Ou seja, na secção do rio Seco, compreendida entre as duas estações, existe um volume adicional proveniente da bacia da referida ribeira. A secção do rio entre as duas estações tem cerca de 8,90 km e a extensão do afluente tem cerca de 6,42 km, ou seja, poderá assumir-se, considerando uma distribuição homogénea do escoamento superficial, que 41,9% do volume de escoamento para o Rio Seco deverá provir da bacia da Ribeira da Alface e 58,1% refere-se à contribuição na secção entre as duas estações. Neste cenário e reduzindo nesta proporção o escoamento no Rio Seco, os valores foram novamente calculados e apresentam-se no Quadro 3.14. Teríamos, em termos médios, um volume de escoamento de cerca de 0,61 hm³/ano (0,03 m³/s), que se perde por infiltração na secção em análise. Ou seja, por cada metro do troço entre as duas estações (de 8,9 km) infiltra-se um volume médio de água superficial de 106 m³/ano.m. Este cenário parece estar mais de acordo com o comportamento influente esperado no rio Seco na referida secção. Conforme se demonstrou anteriormente, a distribuição destes episódios não é constante ao longo do ano, concentrando apenas em alguns dias do período húmido.

Do mesmo modo, também a distribuição deste comportamento influente ao longo do troço em análise não terá que ser necessariamente constante. Segundo Silva (1988) o rio Seco é influente em grande parte do seu percurso através da Campina de Faro. Este comportamento foi verificado por este autor através de duas medições de caudal efectuadas em quatro pontos do percurso do rio, em Abril de 1985 (Figura 3.29). Em termos de percentagens de redução de caudal, comparativamente com o primeiro ponto de medição, na estação de Coiro da Burra, foi realizado o gráfico da Figura 3.30, utilizando os valores de caudal referidos em Silva (1988) e os valores de caudal referidos

no Quadro 3.13 e Quadro 3.14. De acordo com as medições de Silva (1988), a redução de caudal é acentuada na secção do rio entre a estação de Coiro da Burra e Carreiros ($\approx 87\%$ ou infiltração de 143 L/s em 6765 m), mas é menos marcada no troço para jusante de Carreiros ($\approx 6,6$ L/s em 2135 m). Para montante da vila de Conceição o percurso do rio Seco faz-se essencialmente pelas formações carbonatadas e carsificadas do Cretácico e do Jurrásico aflorantes, onde se esperam perdas de caudal acentuado por infiltração directa. Para jusante, o percurso do rio faz-se pelas formações aluvionares da parte central da Campina de Faro, sendo de esperar perdas de caudal menos acentuadas. O valor da perda de caudal calculado seguindo a metodologia proposta neste Capítulo foi de apenas 20%, entre as duas estações, muito inferior aos 94% obtidos por Silva (1988). Contudo os valores de Silva (1988) reportam a Abril de 1985 e os valores calculados e apresentados no Quadro 3.13 e Quadro 3.14 reportam a valores médios para os anos hidrológicos entre 1995/96 e 2004/05.

Quadro 3.13 – Diferença entre o escoamento superficial anual registado nas duas estações hidrométricas do rio Seco e diferença entre o caudal médio diário entre as duas mesmas estações. Comparação com os valores de precipitação anual registada em Estói para os anos hidrológicos de 1995/96 e 2004/05.

| Ano hidrológico | Escoamento superf. - Coiro da Burra (hm ³ /ano) | Escoamento superf. - Rio Seco (hm ³ /ano) | Diferença (Rio Seco e Coiro da Burra) (hm ³ /ano) | Caudal médio anual - Coiro da Burra (m ³ /s) | Caudal médio anual - Rio Seco (m ³ /s) | Diferença (Rio Seco e Coiro da Burra) (m ³ /s) | Precipitação anual em Estói (mm/ano) |
|-----------------|--|--|--|---|---|---|--------------------------------------|
| 1995/1996 | 19,20 | 25,68 | 6,47 | 0,65 | 0,81 | 0,16 | 1243 |
| 1996/1997 | 5,23 | 6,81 | 1,58 | 0,17 | 0,22 | 0,04 | 655 |
| 1997/1998 | 7,74 | 8,08 | 0,33 | 0,30 | 0,26 | -0,04 | 769 |
| 1998/1999 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 289 |
| 1999/2000 | 0,10 | 0,04 | -0,05 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 503 |
| 2000/2001 | 7,69 | 8,78 | 1,09 | 0,24 | 0,28 | 0,03 | 795 |
| 2001/2002 | 3,49 | 9,96 | 6,47 | 0,11 | 0,33 | 0,21 | 754 |
| 2002/2003 | 1,50 (a) | 6,91 | 5,41 | 0,05 | 0,22 | 0,16 | 606 (c) |
| 2003/2004 | 0,02 (b) | 0,51 | 0,49 | 0,00 | 0,02 | 0,02 | 346,4 (d) |
| 2004/2005 | 0,02 | 0,19 | 0,18 | 0,00 | 0,01 | 0,01 | 219 |
| Média | 4,50 | 6,70 | 2,20 | 0,15 | 0,21 | 0,06 | - |

(a) Falta o mês de Setembro

(b) Falta o mês de Outubro

(c) Falta o mês de Setembro

(d) Falta o mês de Novembro

Quadro 3.14 – Determinação do escoamento superficial na estação de Rio Seco reduzido por uma percentagem e diferença calculada nas duas estações hidrométricas do rio Seco

| Ano hidrológico | Escoamento superficial no Rio Seco reduzido a 58% (hm ³ /ano) | Diferença (Rio Seco reduzido e Coiro da Burra) (hm ³ /ano) | Caudal médio anual na estação Rio Seco reduzido a 58% (m ³ /s) | Diferença (Rio Seco reduzido e Coiro da Burra) (m ³ /s) |
|-----------------|--|---|---|--|
| 1995/1996 | 14,92 | -4,29 | 0,47 | -0,18 |
| 1996/1997 | 3,95 | -1,27 | 0,13 | -0,05 |
| 1997/1998 | 4,69 | -3,05 | 0,15 | -0,15 |
| 1998/1999 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1999/2000 | 0,03 | -0,07 | 0,00 | 0,00 |
| 2000/2001 | 5,10 | -2,59 | 0,16 | -0,08 |
| 2001/2002 | 5,79 | 2,30 | 0,19 | 0,08 |
| 2002/2003 | 4,01 | 2,51 | 0,13 | 0,07 |
| 2003/2004 | 0,30 | 0,28 | 0,01 | 0,01 |
| 2004/2005 | 0,11 | 0,10 | 0,00 | 0,00 |
| Média | 3,89 | -0,61 | 0,12 | -0,03 |

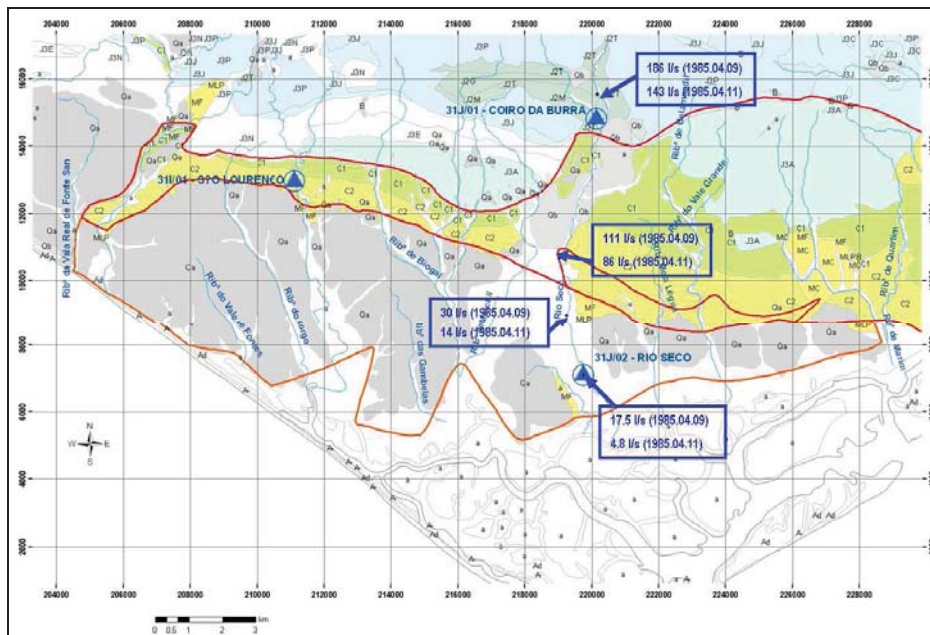


Figura 3.29 – Medições de caudal em quatro pontos do rio Seco em Abril de 1985 (modificado de Silva, 1988 in Lobo Ferreira *et al.*, 2006)

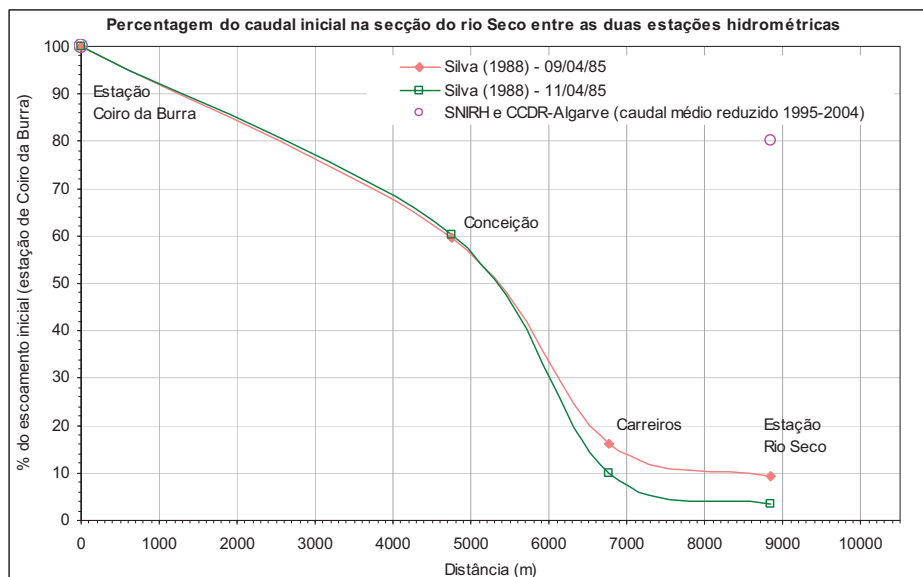


Figura 3.30 – Percentagem do caudal inicial na secção do rio Seco entre as duas estações hidrométricas (modificado de Lobo Ferreira *et al.*, 2006)

Considerando os valores propostos em Silva (1988) e que as perdas de caudal não são lineares, o gráfico da Figura 3.30 permitiu estimar o volume de água que se perde por infiltração, no troço que atravessa o sistema aquífero do M12. Desprezou-se o valor que se infiltra no troço a jusante da estação de Rio Seco, tendo esta decisão sido baseada na diminuição brusca da infiltração entre Carreiros e a Estação de Rio Seco. A partir da distância de 5600 m, quando o rio inicia o seu percurso pelas formações aquíferas relativas ao M12, a redução do escoamento entre este ponto e o assinalado com a estação de Rio Seco é de aproximadamente 40%. Assim, o escoamento superficial de 0,61 hm³/ano que se perderia no troço entre as duas estações, poderá ser estimado com base nesta relação, para o troço que atravessa o sistema aquífero em cerca de 0,24 hm³/ano (669 m³/d). Este valor calculado com base numa estimativa anual concentra-se apenas em alguns dias do período húmido, conforme se demonstrou atrás. Em termos de taxa de infiltração, em condições naturais e meio homogéneo, este valor corresponde a

0,03 m/d, considerando uma área disponível no leito do rio Seco de cerca de 22 250 m² (extensão 4 450 m × largura de 5 m).

De modo a perceber as variações no escoamento superficial entre as duas estações hidrométricas do rio Seco e a sua natural relação com a precipitação, foram realizados de gráficos, relativos a cada ano hidrológico, nos quais se compararam os dois parâmetros (Figura 3.31 até Figura 3.36). A análise destes gráficos permitiu concluir: (1) os caudais medidos nas duas estações estão fortemente correlacionados (92% de coeficiente de correlação), sendo normalmente superiores na estação de Rio Seco; (2) alguns episódios de precipitação, mesmo com uma precipitação diária superior a 30 mm, não são suficientes para causar escoamento superficial (esta situação verifica-se geralmente no início do ano hidrológico, quando os solos estão muito secos e a precipitação ocorrida rapidamente se infiltra sem provocar escoamento superficial); (3) os episódios de precipitação mais intensos estão associados aos caudais máximos verificados; (4) os coeficientes de correlação calculados, entre a precipitação e o caudal verificado em ambas as estações, são pouco significativos.

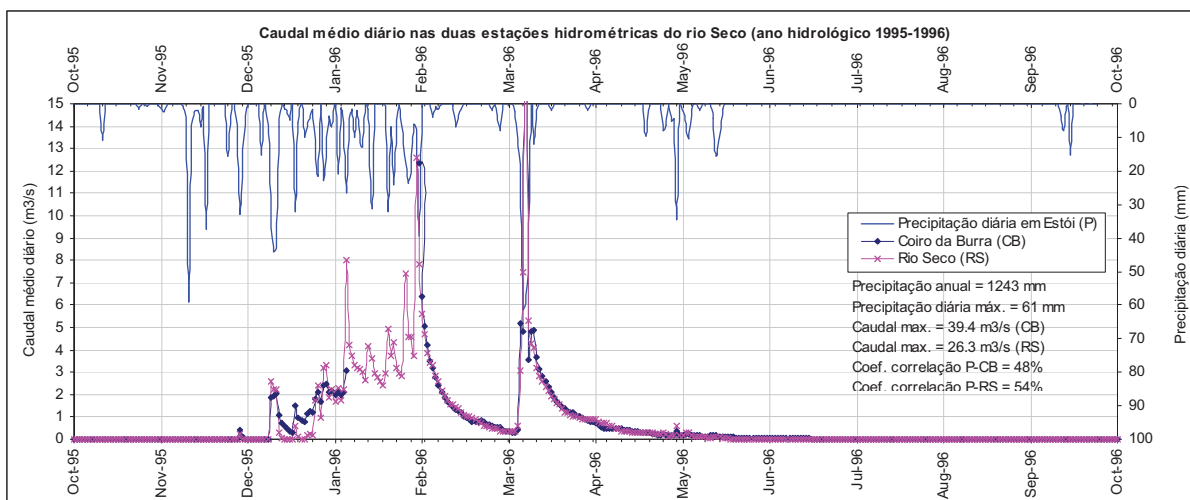


Figura 3.31 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 1995/96).

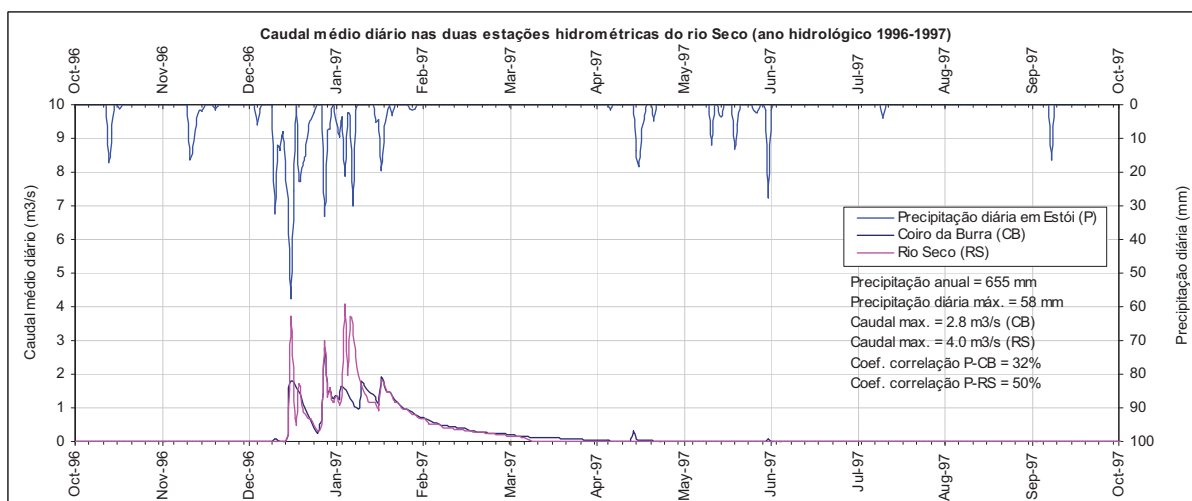


Figura 3.32 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 1996/97).

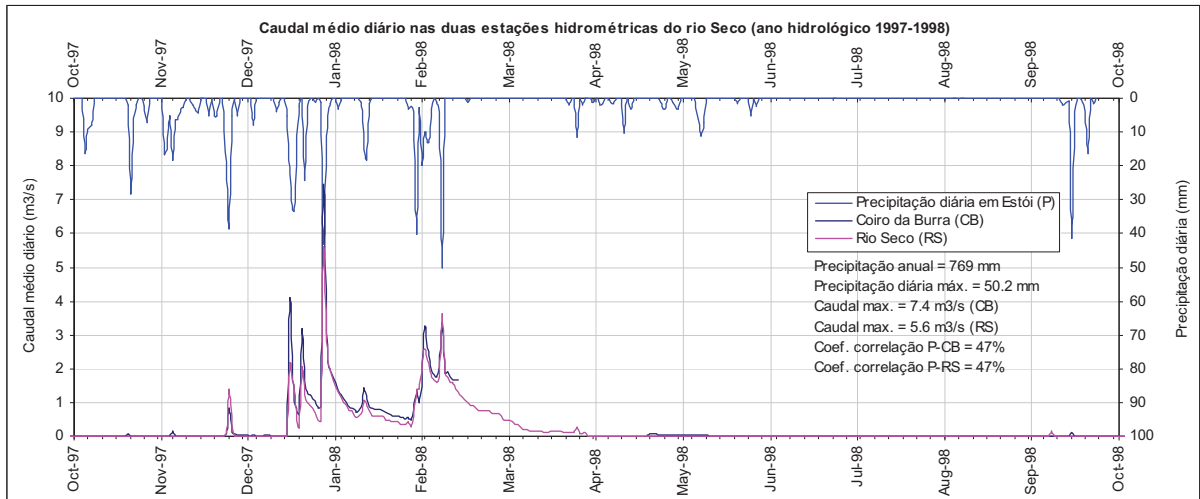


Figura 3.33 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 1997/98).

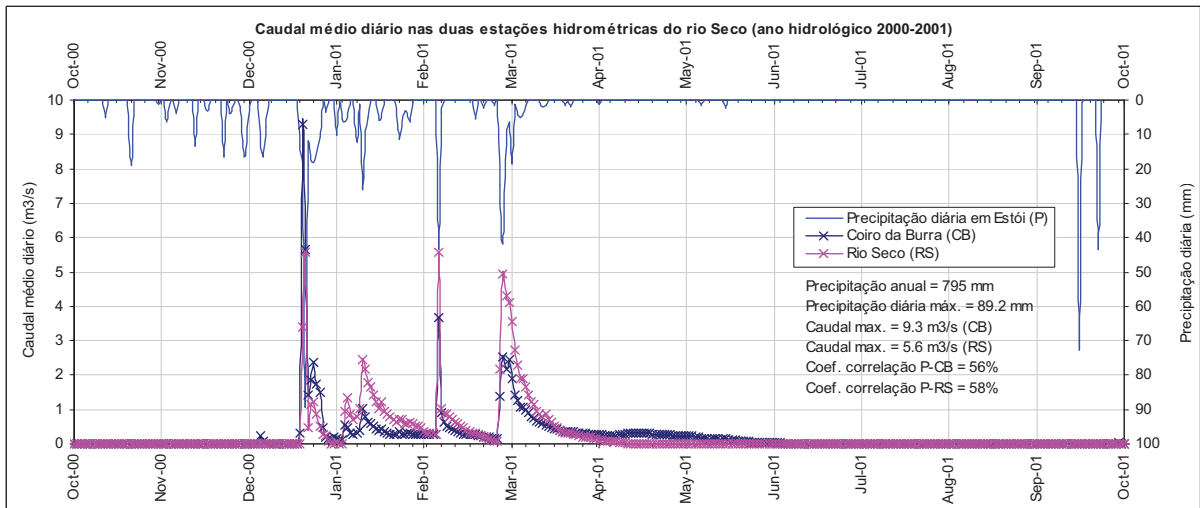


Figura 3.34 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 2000/01).

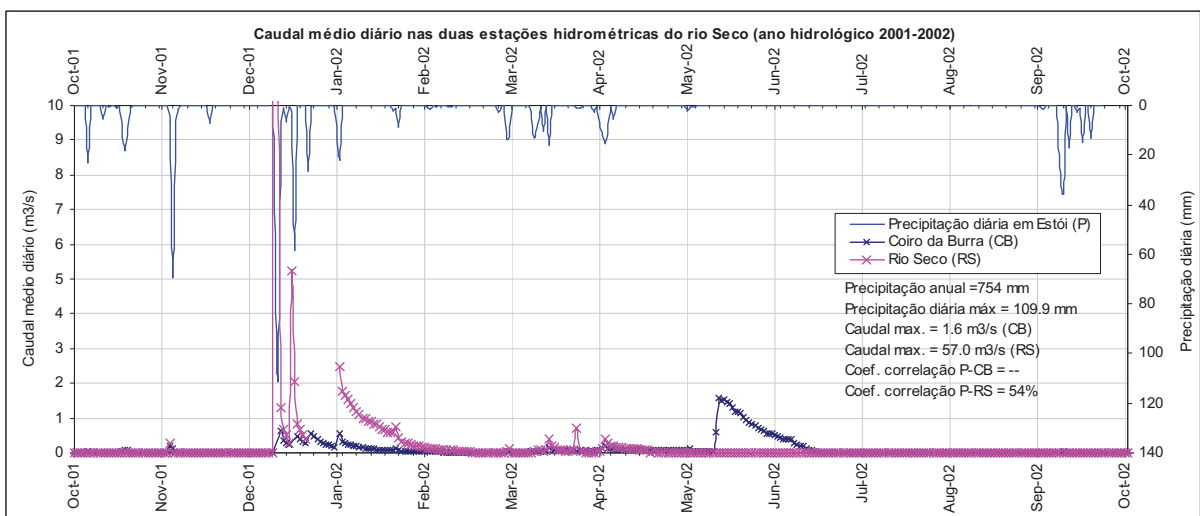


Figura 3.35 - Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 2001/02).

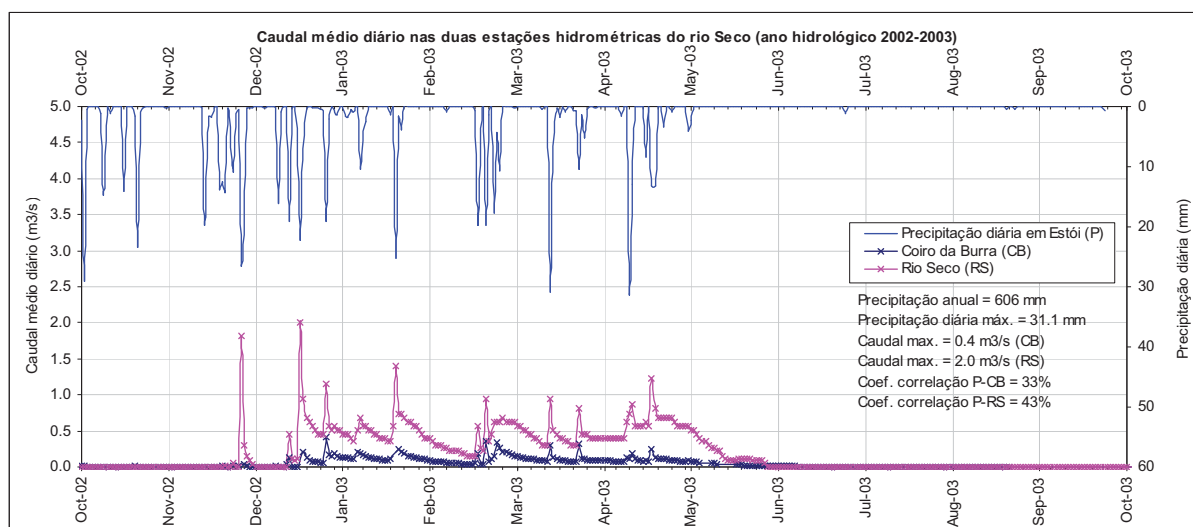


Figura 3.36 – Comparação entre o caudal médio diário nas duas estações do rio Seco e a precipitação diária em Estói (ano hidrológico 2002/03).

3.14 Quantificação da recarga

A recarga no sistema aquífero da Campina de Faro foi estimada pelos seguintes autores: Lobo-Ferreira (1981), Almeida *et al.* (2000), Oliveira e Lobo-Ferreira (1994) e Lobo-Ferreira *et al.* (2006). Lobo-Ferreira (1981) refere um valor de 161 mm/ano. Almeida *et al.* (2000) referem um valor aproximado de 10 hm³/ano (116 mm/ano), estimado com base na área total do aquífero de 86 km², na precipitação média anual de 550 mm e numa taxa de infiltração da precipitação no aquífero freático compreendida entre 15 a 20%. Oliveira e Lobo-Ferreira (1994) calcularam um valor de 36,3 hm³/ano (143 mm/ano) de recarga para o sistema aquífero ALG-5, que inclui também o aquífero da Campina de Faro.

Os valores de recarga para o sistema aquífero da Campina de Faro foram actualizados em Lobo-Ferreira *et al.* (2006), com base na aplicação do modelo numérico de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ_MOD (Oliveira, 2004, actualização do modelo numérico original BALSEQ, Lobo-Ferreira, 1981). Os dados de entrada necessários para a aplicação deste modelo são: precipitação diária, evapotranspiração potencial mensal, profundidade das raízes das plantas, ponto de emurchecimento do solo, capacidade de campo, extensão da ocupação do solo, porosidade do solo, condutividade hidráulica do solo, material do horizonte superficial do solo e humidade inicial do solo. A recarga é estimada como: infiltração profunda = precipitação - escoamento superficial directo - evapotranspiração real - variação do teor de água do solo (Lobo-Ferreira *et al.*, 2006). Oliveira (2004) descreve detalhadamente o conjunto de procedimentos necessários à aplicação deste modelo. Para a Campina de Faro o período em análise está compreendido entre 01/10/1981 e 30/09/1991 e os dados utilizados foram os seguintes: a precipitação diária é a registada na estação udométrica de Quelfes (INAG 31K-02); a evapotranspiração potencial mensal foi estimada no Plano de Bacia das Ribeiras do Algarve para a estação climatológica de Tavira, através do método Penman-Monteith da FAO; a informação sobre os parâmetros da textura do solo e sobre o coberto vegetal foram retirados do Mapa de Solos de Portugal (escala 1/50 000) do IHERA e do Mapa *Corine Land Cover* (escala 1/1 000 000), respectivamente. A recarga no sistema aquífero da Campina de Faro assim estimada é de 139 mm/ano, contudo este valor tem importantes variações (Lobo-Ferreira *et al.*, 2006). Na Figura 3.37 pode observar-se a

distribuição dos valores de recarga determinados para a área de estudo: os valores mais baixos registam-se nas formações aluvionares, na ordem dos 5 mm/ano e os valores mais elevados registam-se nos afloramentos das formações arenosas, podendo chegar aos 380 mm/ano.

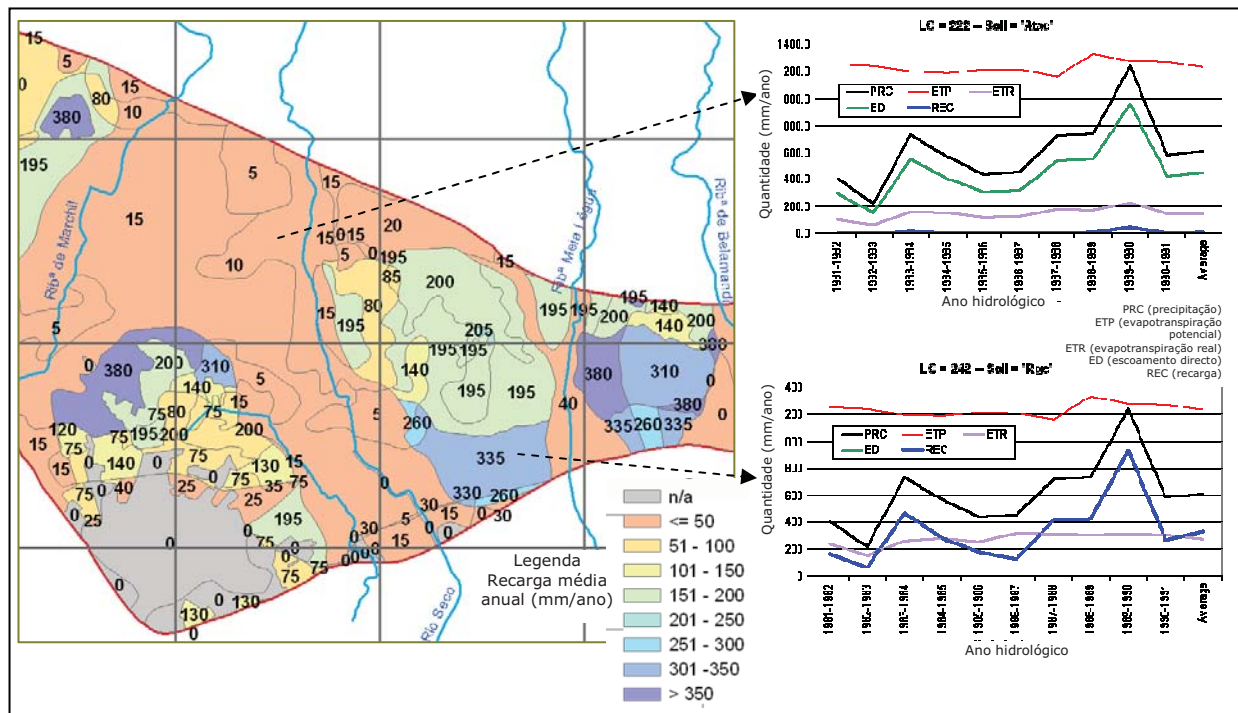


Figura 3.37 – Distribuição da recarga na área de estudo. Variações anuais nos parâmetros modelados num solo aluvionar (Atac) e num regosolo (Rgc) (extraída de Lobo-Ferreira *et al.*, 2006)

O cálculo da recarga foi ainda realizada por Silva (1988) mas para a bacia hidrográfica do rio Seco, cuja parte terminal coincide com a área de estudo. O escoamento de base estimado na bacia do rio Seco varia entre 358,7 mm (54% da precipitação) e 314,1 mm (48% da precipitação), com uma capacidade de campo de 100 e 150 mm, respectivamente. Estes valores foram determinados subtraindo os valores de precipitação aos valores de evapotranspiração. Considerando que 20% do escoamento total é escorrência subterrânea, os recursos hídricos subterrâneos renováveis (recarga) na bacia do rio Seco foram estimados em 4,89 hm³/ano ou 680 mm/ano para a área não carbonatada (corresponde a 9% da precipitação média na bacia). A infiltração nas áreas das rochas carbonatadas foi estimada em 5,48 hm³/ano ou 290 mm/ano (corresponde a 10% da precipitação média na bacia).

3.15 Quantificação do balanço hídrico do aquífero

No PBHRA (2000), a análise do balanço hídrico foi realizado ao nível de sub-bacia. Nas entradas de água para o balanço foram considerados o escoamento subterrâneo, o escoamento superficial e as transferências provenientes de outras sub-bacias; nas saídas foram consideradas as necessidades para rega, para consumo doméstico e industrial e as transferências para outras sub-bacias. Para o sistema aquífero da Campina de Faro as extracções correspondem a cerca de 77% da recarga, com défices em metade do período analisado (entre 1980/81 a 1990-1991).

3.16 Caracterização hidroquímica do aquífero

A caracterização hidrogeoquímica do sistema aquífero da Campina de Faro iniciou-se nos anos oitenta, com os estudos de Silva e Almeida (1983), Silva (1986), Silva *et al.* (1986), Silva e Almeida (1989). As águas são cloretadas cálcicas (Silva e Almeida, 1983). A análise hidroquímica feita por Silva (1986) baseou-se na amostragem de 43 pontos de água para o aquífero confinado do miocénico e em 19 pontos de água para o aquífero freático (unidade detrítica superficial), essencialmente furos e poços com furos, entre 1983 e 1986.

As concentrações de nitratos e sulfatos são elevadas, no caso do aquífero miocénico, com valores médios de 167 mg/L (máximo=403 mg/L e mínimo=24 mg/L) e 146 mg/L (máximo=350 mg/L e mínimo=20 mg/L), respectivamente. Para o aquífero freático os valores médios são ligeiramente inferiores, 137 mg/L (máximo=322 mg/L e mínimo=24 mg/L) de nitratos e 56 mg/L de sulfatos (máximo=200 mg/L e mínimo=6 mg/L). Os valores mais elevados estão associados a zonas onde é praticada agricultura intensiva de estufa e zonas com pomares de citrinos e resultam do uso excessivo de fertilizantes azotados (Silva, 1988). Este autor refere que no caso do nitrato cerca de 18-19% não é assimilado pelas culturas, passando para as águas subterrâneas. Estimou que no ano de 1983 uma carga poluente de 640 toneladas de nitrato se infiltraram no meio subterrâneo.

Silva *et al.* (1986) referem a presença de áreas salinizadas no aquífero superior da Campina de Faro (de acordo com a distribuição de resíduo seco >1g/L, obtido no ano de 1983), com águas cloretadas cálcicas ou cloretadas sulfatadas-cálcicas. A Figura 3.38 mostra a distribuição das concentrações de cloreto e a eventual presença de um paleocanal, numa área restrita, com concentrações mais elevadas. Estes autores defendem que a salinização é relativamente recente (< 15 anos) e propõem um modelo para explicar a salinização nas zonas interiores. O processo terá começado com a mobilização de águas fósseis salinas contidas em níveis semi-confinantes devido às variações sazonais da piezometria. No caso do aquífero confinado do Miocénico a eliminação da contaminação pode ser facilitada pela sua elevada permeabilidade e gradiente hidráulico. O mesmo não se deverá suceder no aquífero freático, devido às baixas velocidades de fluxo, podendo mesmo acentuar-se devido à reutilização da água para irrigação. Este modelo também explicaria as trocas iónicas entre o cálcio e o sódio, devido à juventude do processo de salinização (Silva *et al.*, 1986).

Mais recentemente, Stigter (2005) caracteriza as águas subterrâneas da Campina de Faro e avalia a contaminação induzida pelas actividades agrícolas. Efectua a avaliação de risco de contaminação, focando as interligações entre as variações temporais e espaciais e factores como o uso e o tipo de solo e a geologia. Um dos aspectos hidroquímicos que refere relaciona-se com a diluição causada pelo aumento da recarga das águas subterrâneas das águas muito contaminadas e mineralizadas do aquífero calcarenítico do Miocénico Superior e do aquífero margoso do Cretácico. Refere contudo que a aplicação de fertilizantes em grandes quantidades se mantém assim como as extracções por residentes.

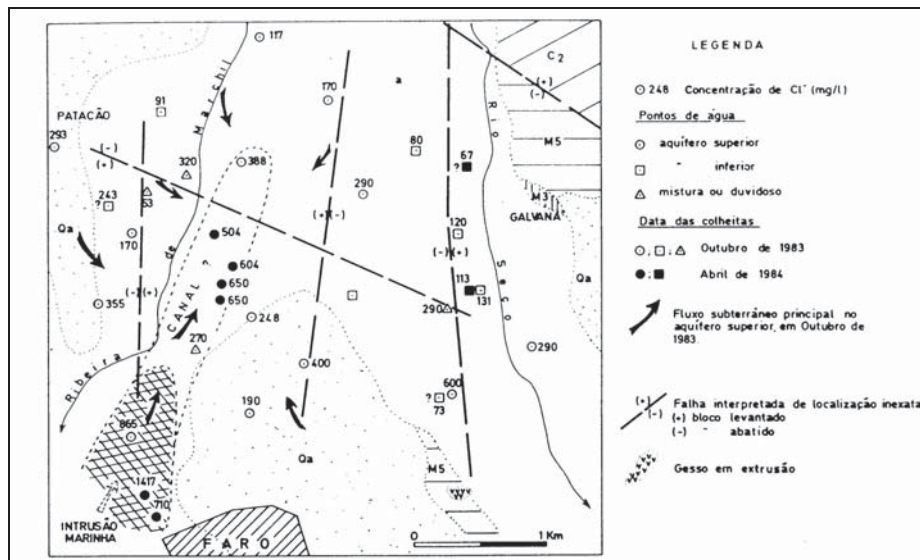


Figura 3.38 – Distribuição da salinização nos aquíferos superior e inferior da Campina de Faro (Silva *et al.*, 1986)

Stigter (2005) utilizou uma aproximação probabilística e a aplicação de um indicador de krigagem para estudar a evolução da contaminação de nitratos e os níveis de salinização. Os mapas mostraram que há duas décadas atrás as concentrações de nitratos e cloretos eram já bastante elevadas em algumas partes da Campina de Faro, mas a contaminação ainda não tinha adquirido um carácter difuso. Actualmente, a contaminação é nitidamente difusa e bem definida, revelando uma elevada correlação entre os dois elementos. Este autor realizou também o cálculo e mapeamento de um índice de qualidade e de um índice de composição das águas subterrâneas, de que resultaram mapas facilmente interpretáveis sobre a contaminação agrícola. Alguns dos mapas relativos à distribuição de nitratos apresentam-se na Figura 3.39.

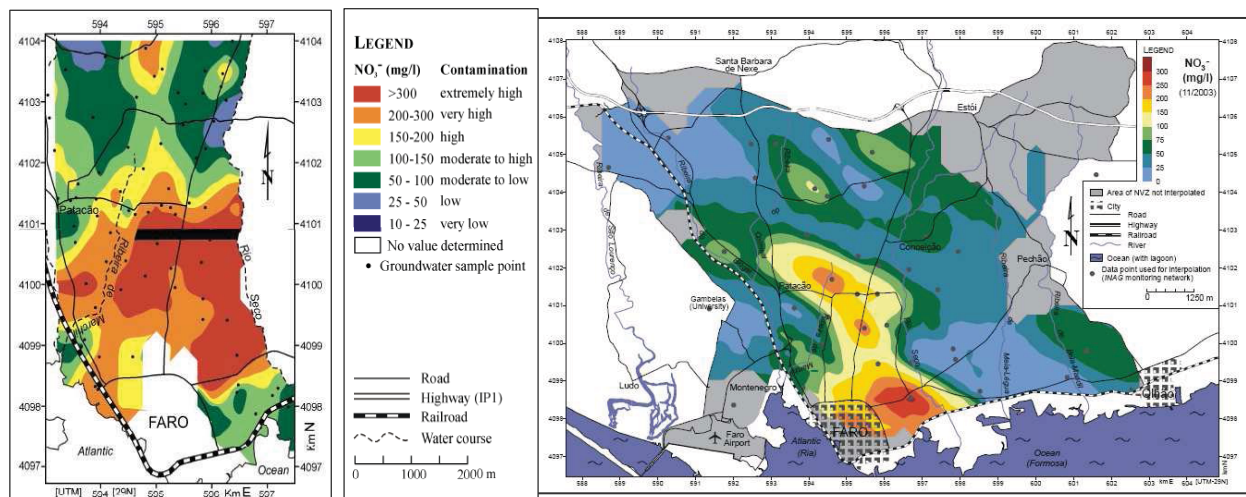


Figura 3.39 - Mapeamento da concentração de nitratos pelo método da krigagem ordinária. Mapeamento da concentração de nitratos na ZVF com dados da ARH-Algarve de Novembro de 2003 (extraído de Stigter, 2005).

3.17 Aspectos sobre a rega e os nitratos nas águas subterrâneas

Os nitratos de origem agrícola constituem um problema de poluição real das águas subterrâneas pelo facto de serem sais muito móveis no meio subterrâneo e de dificilmente se fixarem às partículas do solo. Contudo a sua mobilidade depende da existência ou não de água para os arrastar (Ministério da Agricultura (MA), 2007a).

Refere-se um artigo publicado pelo MA (2007b) sobre os riscos de poluição das águas com nitratos presentes nas culturas de regadio. Há, por um lado, a água de rega que se mal gerida, poderá arrastar os nitratos para as camadas profundas do solo, fora do alcance das raízes ou para os cursos de água; por outro lado, existe a tendência para aplicar quantidades excessivas de fertilizantes na expectativa de obter colheitas mais elevadas, sobretudo quando se dispõe de água em abundância. Acresce ainda que a rega, por si mesma, criando boas condições de humidade no solo num período mais ou menos longo, de temperaturas particularmente favoráveis, estimula os fenómenos de mineralização da matéria orgânica do solo, originando, assim, a produção de quantidades mais ou menos elevadas de nitratos. A gravidade de tais riscos é função não apenas da maior ou menor abundância de nitratos existentes no solo, mas também, e especialmente, do volume de água de percolação, o qual depende da quantidade de água aplicada e do método de rega adoptado, das características do solo, designadamente da sua permeabilidade, da capacidade de retenção para a água e da espessura efectiva e, naturalmente, da quantidade absorvida pelas plantas. Os riscos de poluição têm ainda a ver com a profundidade a que se encontra a zona saturada do solo (MA, 2007b).

São referidas áreas de maior risco aquelas em que se verifica, pelo menos, uma das seguintes condições: (a) solos de textura ligeira, sobretudo solos arenosos, dotados de grande permeabilidade, com baixo poder de retenção da água; (b) ocorrência de um aquífero freático relativamente superficial, até 2 m de profundidade; (c) solos delgados, com espessura efectiva inferior a 15-20 cm sobre rocha fissurada; (d) solos sujeitos a cultura intensiva, com aplicação de quantidades exageradas de fertilizantes ricos em azoto; (e) solos relativamente permeáveis submetidos à cultura do arroz. Nas áreas com solos de textura média, de baixa permeabilidade e de reduzida capacidade de retenção para a água, medianamente espessos (espessura efectiva não inferior a 50-60 cm), com um aquífero freático mais ou menos profundo (entre 2 e 15-20 m), os riscos de poluição das águas subterrâneas com nitratos são relativamente moderados. As áreas de baixo risco são aquelas em que os solos possuem textura fina, sobretudo argilosos, com reduzida permeabilidade e elevada capacidade de retenção da água, com espessura efectiva superior a 60-70 cm e a zona saturada abaixo dos 20 m de profundidade (MA, 2007b).

Este artigo refere ainda algumas recomendações no sentido de prevenir a poluição por nitratos das águas subterrâneas e superficiais em zonas de agricultura de regadio, das quais se destacam: uma correcta gestão da água, no sentido de evitar ou reduzir ao mínimo as suas perdas por escoamento superficial ou por infiltração profunda; a criação de condições favoráveis para uma eficiente absorção dos nitratos pelo raizame das culturas. Para atingir tais objectivos deverá considerar-se o seguinte: (a) aplicar o volume de água adequado (dotação de rega), o qual é função das características do solo a regar, designadamente da sua capacidade de retenção para a água, do seu grau de humidade na altura da rega e da espessura da camada a humedecer; (b) fazer a aplicação da água de rega de maneira uniforme no terreno, evitando zonas com excesso de água que possam originar escoamentos superficiais ou infiltrações profundas; (c) fazer as regas com oportunidade, isto é, antes que as plantas comecem a sofrer de carência hídrica; assim se conseguirá maximizar a absorção de água e de nutrientes do solo, reduzindo a quantidade de azoto residual após as colheitas, o qual é susceptível de ser mais tarde lixiviado pelas chuvas; (d) aplicar as quantidades de azoto de acordo com

a produção esperada, estimada em função da capacidade produtiva da cultura utilizada, da disponibilidade de água para rega e de outros factores de produção, procurando assim evitar-se excesso de azoto no solo após as colheitas; (e) promover ou estimular a expansão em profundidade do raizame das culturas por forma a explorar um maior volume de terra e fazer um melhor uso da água e dos nutrientes, designadamente dos nitratos. Nesse sentido convirá atrasar a primeira rega, forçando, deste modo, as raízes a procurar a água de que necessitam em camadas mais profundas do perfil do solo; (f) adoptar o método e processo de rega mais apropriados, os quais dependerão de vários factores, designadamente das características do solo e da topografia do terreno, da qualidade e abundância da água disponível, das exigências específicas da cultura e das condições climáticas da região em que se situe a área a regar (MA, 2007b).

3.18 Caracterização da concentração de nitratos com base nos resultados da Rede de Monitorização do SNIRH

A ARH-Algarve com orientação do INAG definiu uma rede de monitorização para avaliar a eficiência dos Programas de Acção implementados na ZVF, que totaliza 39 pontos de água (Stigter, 2005), distribuindo-se 20 no sistema aquífero M12, dois no sistema aquífero M11, nove no sistema aquífero M10, oito no sistema aquífero M9 e dois estão localizados fora do limite da ZVF (Figura 3.17 com a localização da rede de monitorização de qualidade). No M12 existem inventariados oito furos que extraem as formações dos calcarenitos do Miocénico (com profundidades compreendidas entre 62 a 195 m), sete que extraem as areias do Mio-Plio-Quaternário (com profundidades entre 26 e 67 m), três que extraem as areias e cascalheiras do Plio-Quaternário (com profundidades entre 14 e 25 m) e dois que extraem de uma profundidade que não é conhecida. No M11 os dois furos referidos estão a captar as formações dolomíticas do Cretácico, no M10 estão a captar dos calcários e margas do Cretácico, com profundidades que chegam aos 144 metros, com excepção de dois furos que chegam aos calcários do Jurássico, no M9 todos os furos captam das formações calcárias do Jurássico e atingem os 250 metros de profundidade.

Relativamente ao plano de monitorização, este é feito semestralmente desde 1995, no fim do período seco e no fim do período húmido, que se traduz em meados de Outubro/Novembro e Abril/Maio de cada ano, respectivamente. Começaram por ser monitorizados, em 1995, 14 furos nos quatro aquíferos que integram a ZVF, destacando-se um número mais relevante no M12, com 10 furos. Desde então a rede tem vindo a ser alargada e em 1997/98 passou a ser formada por 30 furos. Desde 2002 que são monitorizados um total de 34 furos, tendo cinco sofrido uma interrupção nos registos. O Quadro 3.15 resume a informação referida neste parágrafo relativa aos furos de monitorização da rede de qualidade do SNIRH.

Com base nas séries da concentração de nitratos (NO_3) disponíveis no SNIRH foram elaborados diagramas de caixa para cada furo da rede de qualidade da ZVF (Figura 3.40). Foram também calculados alguns parâmetros estatísticos (mínimo, média, máximo e amplitude máxima de variação) das séries de NO_3 analisadas que se apresentam na última coluna do Quadro 3.15. Os dois furos com apenas três valores não são incluídos no gráfico (611/106 e 607/56). Verifica-se que o valor médio excede o VP de 50 mg/L, em 22 furos dos 39 monitorizados, sendo esta situação mais frequente no M12, verificando-se em 16 furos dos 20 monitorizados. As formações aquíferas

intersectadas por este conjunto de furos do M12 são as areias do Mio-Plio-Quaternário e os calcarenitos do Miocénico e os valores médios de NO₃ variam entre 68 e 253 mg/L para o aquífero freático e entre 80 e 211 mg/L para o aquífero confinado. Os valores médios mais elevados, de 313 mg/L foram detectados no furo mais a Sul da área (611/260), não se conhecendo a profundidade a que está a captar. Com base nesta informação ambos os aquíferos têm concentrações próximas de NO₃, que variam espacialmente. Os quatro furos onde se detectam concentrações médias abaixo do VP localizam-se nos extremos da zona central da Campina de Faro, nomeadamente 611/229 a E e 611/159 e 611/175 a W, e o furo 611/187 que se localiza fora do limite da ZVF. Relativamente aos restantes aquíferos da ZVF, as concentrações nestes 19 furos são normalmente mais baixas e os valores médios variam entre 4 e 102 mg/L. Salienta-se que no M10 os valores máximos excedem o VP em todos os furos (com excepção de um) e que no M9 esta situação só se verifica em três furos. Parece claro com esta análise que, a área mais poluída é a zona Sul da ZVF, localizada no M12, correspondendo aos aquíferos freático do Mio-Plio-Quaternário e confinado do Miocénico.

Uma análise semelhante realiza por Stigter (2005), com informação até Novembro de 2003, revelou igualmente que as concentrações mais elevadas de NO₃ se detectam na parte central e Sul da ZVF.

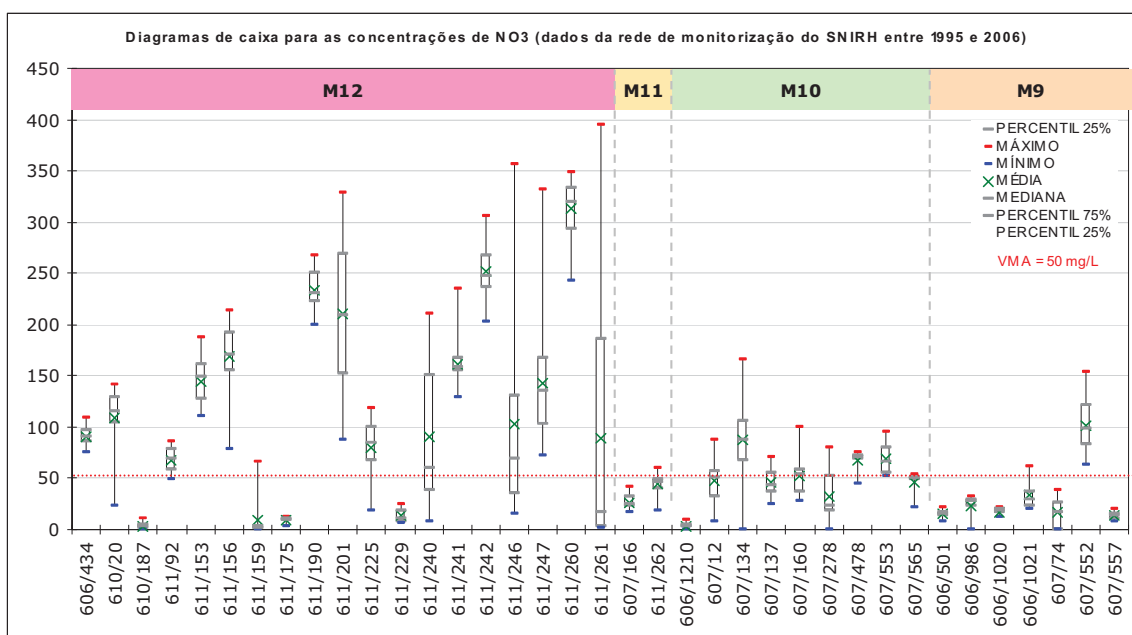


Figura 3.40 – Diagramas de caixa para as concentrações de nitratos nos furos da rede de monitorização do SNIRH inseridos na ZVF, entre 1995 e 2006.

A Figura 3.41 e a Figura 3.43 mostram a evolução da concentração de NO₃, entre os anos de 1995 e 2006, nos furos que captam o aquífero freático e o aquífero confinado, respectivamente. Pretendeu-se fazer uma análise comparativa em função da distribuição dos valores de precipitação mensal registada na estação udométrica de Estói, representados no gráfico de barras (os valores assinalados no gráfico referem-se à precipitação anual). Um aspecto a ter em consideração nesta análise é o facto de a aplicação dos adubos na ZVF ser feita através da água de rega. A concentração elevada de NO₃, após a época das chuvas evidencia que, uma parte do azoto aplicado durante o período seco não foi suficientemente assimilado pelas raízes das plantas ou foi aplicado em excesso, sendo posteriormente transportado para a zona saturada por infiltração da

precipitação mais intensiva. Por outro lado, a concentração de NO_3 mais elevada após o período seco revela que, ou a rega foi realizada com volumes excessivos que não permitiram uma assimilação atempada do azoto pelas plantas ou que a carga aplicada foi também excessiva. Supondo uma aplicação constante de azoto, no final do período húmido as concentrações de NO_3 aumentam pela maior mobilidade deste ião. Após o período seco as concentrações de NO_3 diminuem, se a aplicação de azoto for realizada em concentrações mínimas necessárias para a assimilação pelas raízes das plantas.

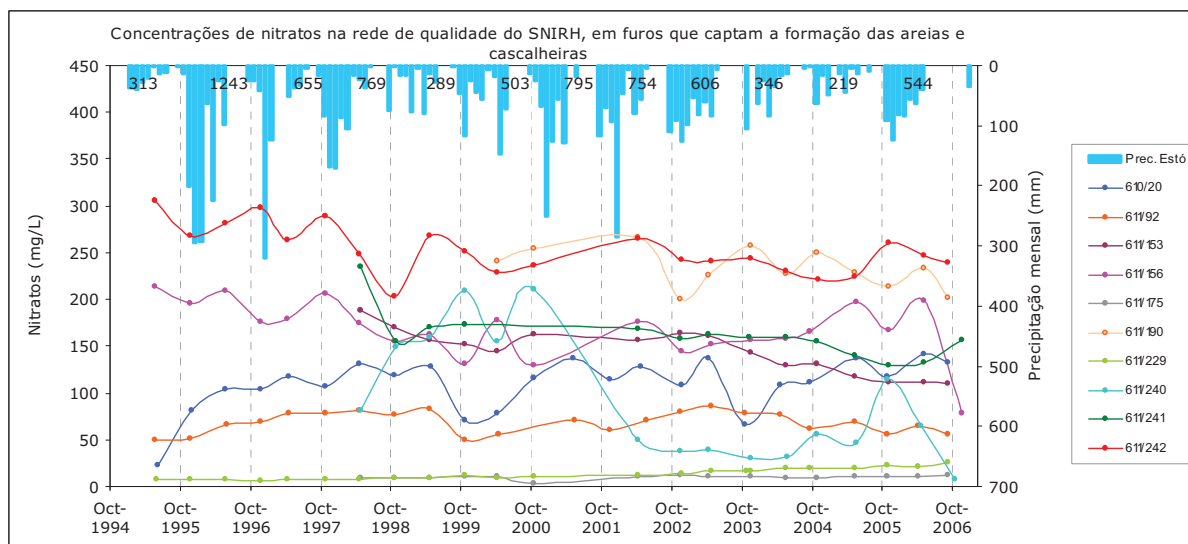


Figura 3.41 – Concentrações de nitratos na rede de qualidade do SNIRH dos furos/poços que captam o aquífero freático (areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário) e precipitação mensal registada em Estói.

A análise da Figura 3.41 permitiu concluir os aspectos que se referem, individualizados para cada um dos furos que captam o aquífero freático:

- A evolução da concentração de NO_3 é realmente muito heterogénea entre furos diferentes e no mesmo furo. Se por um lado, em alguns casos, se verificam as concentrações mais elevadas após o período da estação húmida, noutros casos verifica-se a situação oposta. Dentro da primeira situação referida insere-se o furo **610/20** no qual o da sazonalidade tem um comportamento muito regular com importantes variações na concentração do NO_3 (oscilação máxima de 203 mg/L), possivelmente pela localização do furo junto à ribeira das Gambelas, que se traduz no carácter influente do curso de água. O mesmo sucede com o furo **611/92** que revela um comportamento muito semelhante ao anterior, mas com variações de NO_3 menos pronunciadas (oscilação máxima de 37 mg/L); localiza-se junto ao limite SE da ZVF, não sendo contudo o efeito de sazonalidade atribuído à proximidade de um curso de água. Nas situações em que o efeito de sazonalidade fica mascarado por outras causas, ficam os furos 611/242 e 611/156, com anos em que o NO_3 aumenta, após a época das chuvas, e outros em que diminui. O furo **611/242**, onde se detectaram as concentrações mais elevadas de NO_3 , tem um comportamento muito variável, sem ligação aparente com os efeitos de sazonalidade (oscilação máxima de 103 mg/L). O furo **611/156**, situado junto à ribeira das Lavadeiras, com um comportamento semelhante ao anterior durante uma parte significativa do período em análise. O furo **611/190**, localizado junto à ribeira de Marchil, apresenta concentrações de NO_3 elevadas com variações pronunciadas (oscilação máxima de 67 mg/L) e irregulares.

• O furo **611/240** apresenta as oscilações mais pronunciadas na concentração de NO_3 (valor máximo de 203 mg/L) e a sua localização junto ao rio Seco poderá estar relacionada com estas variações (Figura 3.42). A tendência geral é de subida, após os períodos secos, e de descida, após os períodos húmidos. Parece haver uma ligação entre este furo e o escoamento superficial no rio Seco, em que, após a ocorrência de infiltração da água do rio as concentrações tendem a decrescer. A tendência geral é de subida acentuada após o período seco de três anos consecutivos (1998-2000) e uma descida para valores abaixo do VP em 03/2002 e 10/2006. A descida de valores a partir do ano hidrológico 2000/01 (<50 mg/L) e a sua estabilidade nos dois anos hidrológicos seguintes, 2001/02 e 2002/03, e a descida no ano hidrológico de 2005/06, coincidem com valores elevados de precipitação anual registados na estação udométrica de Estói (*i.e.* 795 mm, 763 mm, 606 mm e 544 mm, respectivamente) e com a ocorrência de escoamento superficial no rio Seco durante o período de Inverno (Figura 3.42). A situação inversa, de subida das concentrações de NO_3 , verificou-se no final do período seco dos anos hidrológicos de 1997/98 a 1999/00 e de 2003/04 a 2004/05. Nestes anos os valores de precipitação anual foram de 769 mm, 289 mm, 503 mm, 346 mm e 219 mm, respectivamente. A ocorrência de escoamento superficial no rio Seco durante o período de Inverno nestes anos foi nulo ou muito baixo. Chama-se atenção para a precipitação ocorrida no ano hidrológico de 1997/98, em que, apesar de um valor elevado, para este ano contribuíram essencialmente os eventos ocorridos no primeiro semestre do ano e que a subida de NO_3 se refere ao segundo semestre do ano, durante o qual a precipitação foi menor e o escoamento superficial praticamente nulo (os aspectos referidos neste parágrafo sobre a análise do escoamento superficial no rio Seco são descritos com maior detalhe na Secção 3.17). O que se descreveu mostra a conexão hidráulica entre as águas superficiais e subterrâneas e o efeito de melhoria da qualidade da água, eventualmente por diluição, observado localmente na água subterrânea após episódios intensos de escoamento superficial no rio Seco. Esta ocorrência de melhoria da qualidade da água subterrânea, que se conseguiu naturalmente e apesar de localizada, constitui um facto de extrema importância no âmbito do objectivo proposto neste trabalho e que será aprofundado nos Capítulos seguintes.

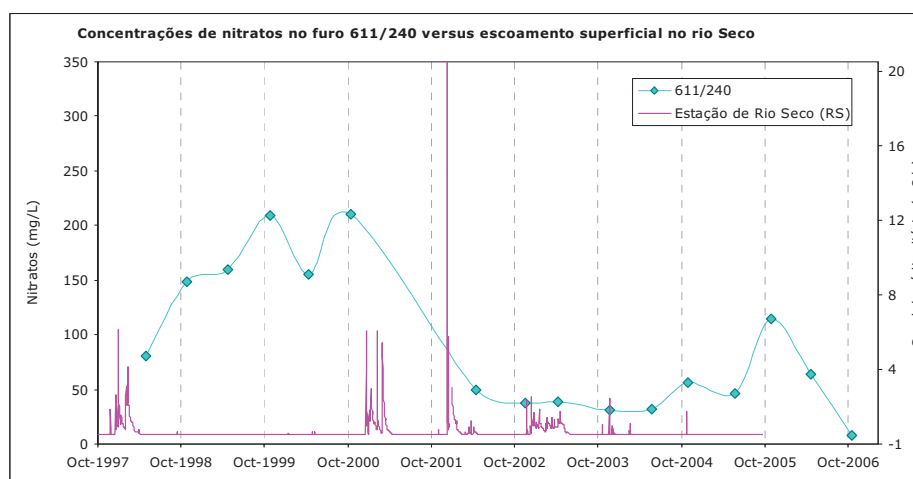


Figura 3.42 – Concentração de nitratos no furo 611/240 versus escoamento superficial na estação hidrométrica de Rio Seco

• Nos dois anos hidrológicos em que se registaram os valores mais baixos de precipitação anual (2003/04 e 2004/05, com 346 mm e 219 mm, respectivamente) parece existir

uma tendência geral para alguma estabilidade nas concentrações de NO₃ durante este período.

- Os dois furos com concentrações mais baixas (<50 mg/L) - 611/229 e 611/175 não têm sofrido qualquer variação significativa na série analisada (oscilação máxima de 18 e 9 mg/L, respectivamente);
- A evolução da concentração de NO₃ no furo 611/241 apresenta poucas oscilações. Contudo é o único desta Figura que revela uma tendência de subida no último registo, referente ao fim do período seco (Outubro/2006). Os restantes furos revelam, neste período, a situação oposta que se enquadra melhor com o cenário expectável.

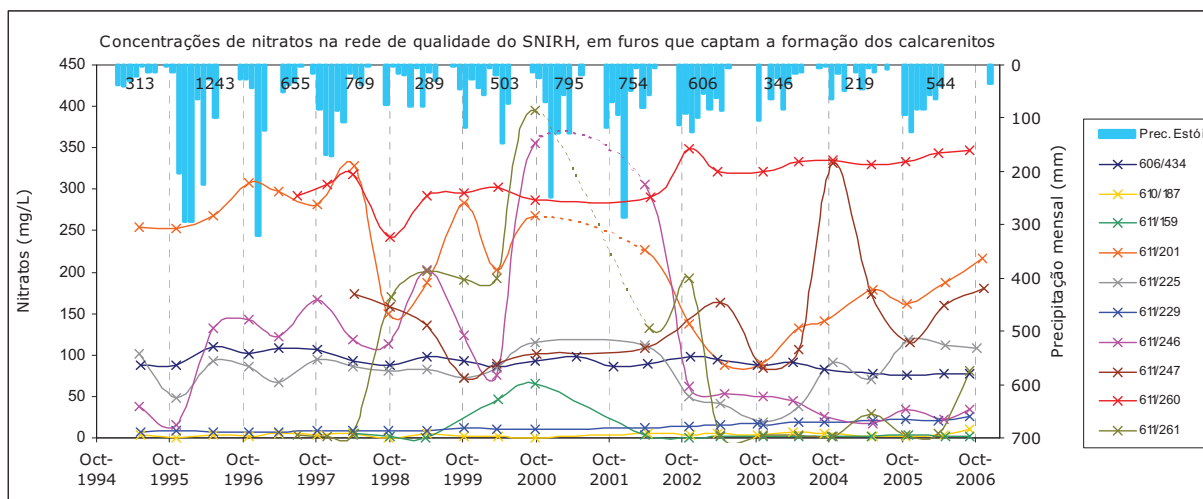


Figura 3.43 - Concentrações de nitratos na rede de qualidade do SNIRH dos furos/poços que captam o aquífero confinado (calcarenitos do Miocénico) e precipitação mensal registada em Estói.

A análise da Figura 3.43 que mostra a evolução das concentrações de NO₃ no aquífero confinado da Campina de Faro, permitiu concluir os seguintes aspectos:

- Destacam-se alguns furos com oscilações muito pronunciadas na concentração de NO₃. A recarga destas formações é feita de forma indirecta, por circulação profunda de água infiltrada nas formações cretácicas e jurássicas que afloram a Norte, não sendo de esperar uma situação de causa-efeito com a precipitação tão clara. As variações das concentrações de NO₃, neste caso, podem atribuir-se a vários factores: a) conexão hidráulica criada com o aquífero superior que possibilita a propagação da contaminação ao aquífero confinado, devido à ausência, em alguns locais, da camada confinante entre os dois aquíferos; b) a extracção no aquífero confinado que poderá inverter o gradiente hidráulico; c) conexão hidráulica criada artificialmente no interior dos poços quando se procedeu a construção de furos mais profundos no seu interior que captam o aquífero confinado, sem isolamento das camadas aquíferas.
- Os furos com concentrações mais baixas (610/159, 610/187, 611/229), inferiores ao VP apresentam uma evolução constante (oscilação máxima de 65 mg/L devido a uma situação pontual no primeiro furo referido, nos restantes tem-se 11 e 18 mg/L).
- Os restantes furos apresentam concentrações superiores ao VP, sendo os valores mais elevados registados pontualmente e na mesma altura nos furos 611/246 e 611/261 (356 mg/L e 395 mg/L, respectivamente). O furo 606/434 apresenta valores muito constantes, sem nenhuma oscilação significativa. Destaca-se uma subida da concentração de NO₃ em simultâneo (10/2000), mais acentuada nos furos 611/246 e

611/201 e menos acentuada nos furos 611/225, 611/247 e 611/159. Após um período sem medições, as concentrações são repostas em 10/2002.

Foram interpolados os valores da concentração de NO_3 no aquífero freático (Figura 3.44 e Figura 3.45) e no aquífero confinado (Figura 3.46 e Figura 3.47), com os dados mais recentes disponíveis, correspondentes ao fim da estação húmida (Maio/2006) e ao fim da estação seca (Outubro/2006). A distribuição dos valores indica neste período, uma zona mais poluída na parte central da região da Campina de Faro, situada predominantemente a NW no aquífero freático e a Sul no aquífero confinado.

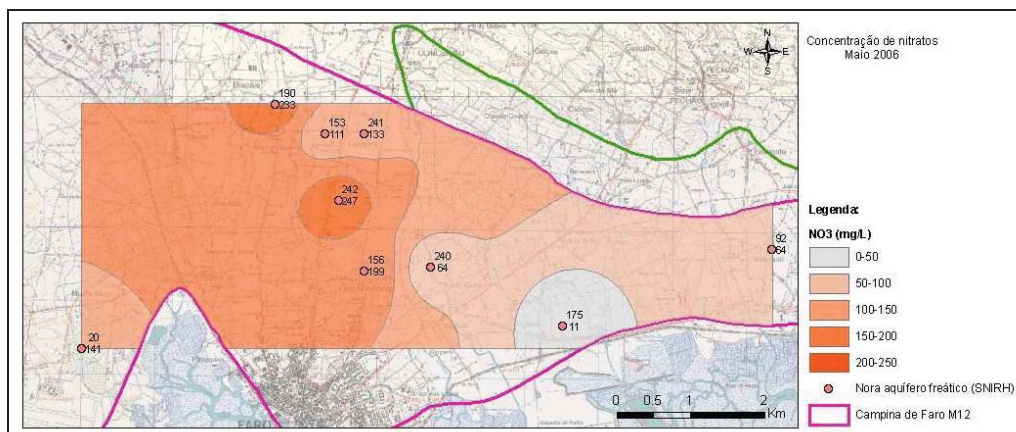


Figura 3.44 - Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático relativo ao M12 e ZVF, em Maio de 2006.

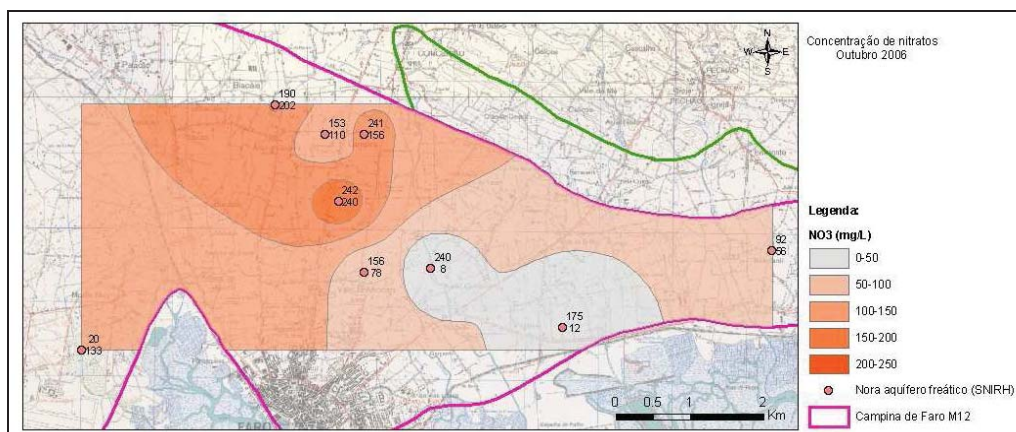


Figura 3.45 - Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero freático relativo ao M12 e ZVF, em Outubro de 2006.

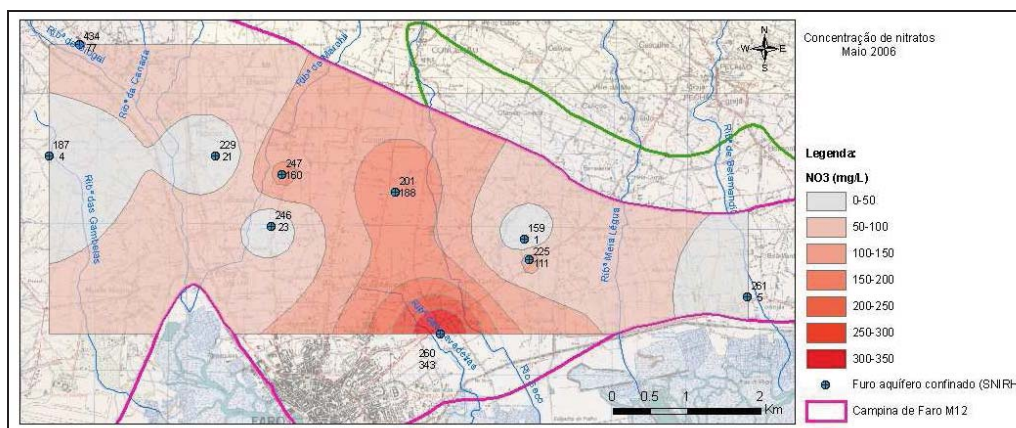


Figura 3.46 - Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero confinado relativo ao M12 e ZVF, em Maio de 2006.

Quadro 3.15 – Caracterização de pontos de água pertencentes à rede de monitorização da qualidade do SNIRH inseridos na ZVF (a)

| Nº DE INVENTÁRIO | M (m) | P (m) | REGIÃO | AQUÍFERO CAPTADO | FORMAÇÃO/IDADE CAPTADA | PROF. do FURO (m) | ALTITUDE (m) | INICIO DO REGISTO | FIM DE REGISTO | Nº DE VALORES DA SÉRIE | PARÂMETROS ESTADÍSTICOS | | | |
|-----------------------|--------|-------|-------------------|------------------|---|-------------------|--------------|-------------------|----------------|------------------------|-------------------------|-------|--------|----------|
| | | | | | | | | | | | MÍNIMO | MÉDIA | MÁXIMO | VARIAÇÃO |
| 606/434 | 214560 | 10660 | Patação | M12 | Calcarenito do Miocénico | 88 | 18 | 05/1995 | 09/2006 | 24 | 75,0 | 91,1 | 109,3 | 34,3 |
| 610/20 | 214770 | 6600 | Marchil | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 67 | 8 | 06/1995 | 09/2006 | 24 | 22,4 | 108,9 | 141,0 | 118,6 |
| 610/187 ^{b)} | 214150 | 9150 | Gambelas | M12 | Calcarenito do Miocénico | 84 | 27 | 05/1995 | 09/2006 | 22 | 0 | 3,7 | 11,0 | 11,0 |
| 611/92 | 224120 | 7940 | Bela Mandil | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 66 | 21 | 05/1995 | 09/2006 | 23 | 49,9 | 68,3 | 86,4 | 36,5 |
| 611/106 | 216610 | 7040 | Pontes de Marchil | M12 | Areias e cascalheiras do Plio-Quaternário | 14 | 7,1 | 04/1998 | 04/1999 | 3 | 137,6 | 152,9 | 167,5 | 29,9 |
| 611/153 | 218070 | 9500 | Campina | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 30 | 19,0 | 04/1998 | 09/2006 | 16 | 110,0 | 144,4 | 187,5 | 77,5 |
| 611/156 | 218600 | 7650 | Vale da Amoreira | M12 | Areias e cascalheiras do Plio-Quaternário | 25 | 10 | 05/1995 | 11/2006 | 22 | 78,0 | 168,3 | 213,4 | 135,4 |
| 611/159 | 220590 | 8030 | Areal Gordo | M12 | Calcarenito do Miocénico | 105 | 26 | 04/1998 | 09/2006 | 15 | 0,2 | 9,0 | 65,6 | 65,4 |
| 611/175 | 221290 | 9900 | Virgílios | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 26 | 4,89 | 04/1998 | 09/2006 | 16 | 3,4 | 9,6 | 12,0 | 8,6 |
| 611/190 | 217400 | 6900 | Mar e Guerra | M12 | Areias e cascalheiras do Plio-Quaternário | 17 | 14,0 | 04/2000 | 09/2006 | 12 | 200,4 | 233,5 | 267,0 | 66,6 |
| 611/201 | 218840 | 8670 | Carreiros | M12 | Calcarenito do Miocénico | 62 | 13,7 | 05/1995 | 11/2006 | 22 | 87,2 | 210,9 | 328,8 | 241,6 |
| 611/225 | 220650 | 7750 | Areal Gordo | M12 | Calcarenito do Miocénico | 100 | 19 | 05/1995 | 10/2006 | 22 | 18,3 | 80,4 | 119,0 | 100,7 |
| 611/229 | 216400 | 9150 | Braciais | M12 | Calcarenito do Miocénico | 195 | 13 | 05/1995 | 09/2006 | 23 | 6,7 | 13,1 | 25,0 | 18,3 |
| 611/240 | 219500 | 7700 | Areal Gordo | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 45 | 5 | 04/1998 | 10/2006 | 16 | 7,5 | 90,1 | 210,3 | 202,8 |
| 611/241 | 218600 | 9000 | Campina | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 50 | 17 | 04/1998 | 11/2006 | 14 | 129,0 | 161,1 | 235,2 | 106,2 |
| 611/242 | 218250 | 8600 | Carreiros | M12 | Areia do Mio-Plio-Quaternário | 66 | 14 | 05/1995 | 09/2006 | 22 | 203,4 | 252,6 | 305,9 | 102,5 |
| 611/246 | 217150 | 8200 | Braciais | M12 | Calcarenito do Miocénico | 110 | 12 | 05/1995 | 09/2006 | 22 | 15,3 | 102,6 | 356,0 | 340,7 |
| 611/247 | 217300 | 8900 | Braciais | M12 | Calcarenito do Miocénico | 150 | 14 | 04/1998 | 11/2006 | 15 | 72,2 | 143,3 | 331,3 | 259,1 |
| 611/260 | 219450 | 6750 | Garganta | M12 | ? | ? | 8 | 07/1997 | 09/2006 | 18 | 242,0 | 313,1 | 348,0 | 106,0 |
| 611/261 | 223600 | 7250 | Torreição | M12 | ? | ? | 6 | 07/1997 | 09/2006 | 18 | 2,3 | 89,6 | 394,8 | 392,5 |
| 607/166 | 219440 | 10140 | Canada | M11 | Dolomite do Cretácico | 62 | 25 | 11/2002 | 11/2006 | 9 | 17,0 | 26,4 | 42,0 | 25,0 |
| 611/262 | 220200 | 9600 | Chão de Cevada | M11 | Dolomite do Cretácico | ? | 40 | 07/1997 | 09/2006 | 18 | 18,5 | 43,9 | 60,0 | 41,6 |
| 606/1210 | 211522 | 12914 | Troto | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | ? | - | 11/2002 | 11/2006 | 8 | 0,2 | 3,8 | 8,7 | 8,5 |
| 607/12 | 216750 | 11090 | Braciais | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | 26 | 38 | 05/1998 | 09/2006 | 15 | 8,0 | 46,9 | 88,0 | 80,0 |
| 607/134 | 218650 | 10250 | Campina | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | 60 | 23 | 05/1995 | 09/2006 | 22 | 0,1 | 87,7 | 166,1 | 166,1 |
| 607/137 | 218100 | 10500 | Campina | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | 144 | 24 | 05/1998 | 05/2005 | 12 | 24,6 | 45,9 | 70,9 | 46,3 |
| 607/160 | 220750 | 10600 | Calções | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | 117 | 85,4 | 11/2002 | 09/2006 | 9 | 27,6 | 52,1 | 100,0 | 72,4 |
| 607/278 ^{b)} | 224420 | 12600 | Vale das Gralhas | M10 | Calcário do Jurássico | 100 | 81 | 05/1995 | 11/2006 | 20 | 0,1 | 31,7 | 80,6 | 80,5 |
| 607/478 | 219900 | 11003 | Pé do Outeiro | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | 80 | 48 | 05/2002 | 05/2005 | 7 | 44,0 | 67,7 | 74,5 | 30,5 |
| 607/553 | 217300 | 12100 | Bela Salema | M10 | Calcário do Jurássico | ? | 40 | 07/1997 | 09/2006 | 16 | 52,9 | 68,7 | 94,8 | 41,9 |
| 607/565 | 221257 | 12390 | Barros | M10 | Calcários e Margas do Cretácico | ? | - | 06/2002 | 09/2006 | 9 | 21,0 | 45,7 | 53,0 | 32,0 |
| 606/501 | 213110 | 13680 | Esteval | M9 | Calcário do Jurássico | 80 | 42 | 11/2002 | 11/2006 | 9 | 7,2 | 15,0 | 21,6 | 14,4 |
| 606/986 | 215300 | 13500 | Falfosa | M9 | Calcário do Jurássico | 200 | 68 | 04/1998 | 10/2006 | 10 | 0,1 | 23,4 | 32,0 | 31,9 |
| 606/1020 | 215400 | 12600 | Mata Lobos | M9 | Calcário do Jurássico | 194 | 48 | 11/1995 | 10/2006 | 14 | 12,0 | 17,5 | 21,0 | 9,0 |
| 606/1021 | 215950 | 13500 | Falfosa | M9 | Calcário do Jurássico | ? | 69 | 07/1997 | 09/2006 | 17 | 19,2 | 34,3 | 62,0 | 42,8 |
| 607/56 | 216970 | 12300 | Medronhal | M9 | Calcário do Jurássico | 34 | 45 | 11/2002 | 11/2003 | 3 | 93,4 | 102,2 | 114,5 | 21,1 |
| 607/74 | 218280 | 12360 | Bela Salema | M9 | Calcário do Jurássico | 56 | 37 | 05/1995 | 11/2003 | 13 | 0,1 | 16,5 | 38,0 | 38,0 |
| 607/552 | 218500 | 13250 | Medronhal | M9 | Calcário do Jurássico | 70 | 50 | 07/1997 | 11/2006 | 18 | 63,1 | 102,1 | 154,0 | 90,9 |
| 607/557 | 217350 | 13600 | Medronhal | M9 | Calcário do Jurássico | 250 | - | 05/2002 | 10/2006 | 9 | 8,4 | 13,6 | 20,0 | 11,6 |

(a) origem dos dados SNIRH, Faro_INVENTAR/LNEC, Stigter (2005)

(b) segundo Stigter (2005) estes furos estão incluídos na rede de monitorização de qualidade do SNIRH na ZVF, apesar de se localizarem fora do limite desta zona. Sistemas aquíferos: M12 – Campina de Faro; M11 – São João da Venda-Queifes; M10 – S. João da Venda-Queifes; M9 – Almancil-Medronhal.

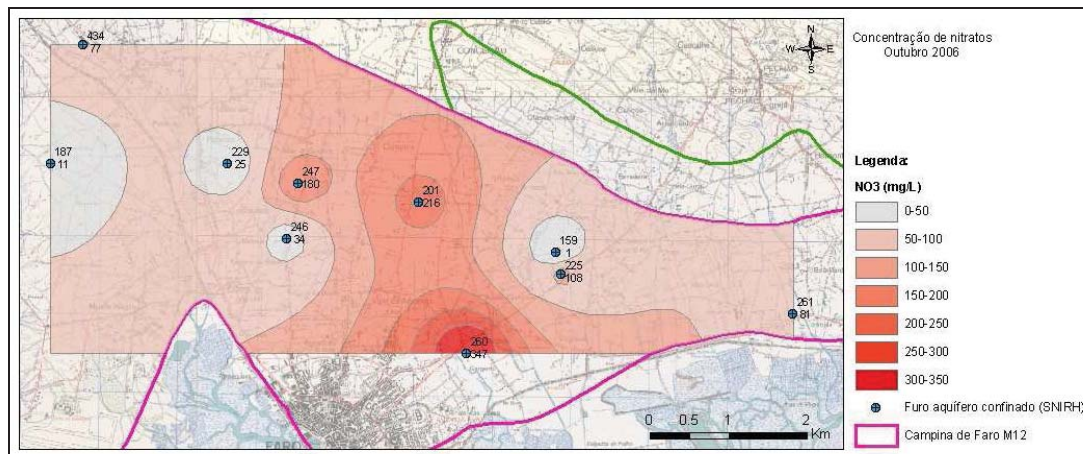


Figura 3.47 – Distribuição da concentração de nitratos registados na rede de monitorização do SNIRH do aquífero confinado relativo ao M12 e ZVF, em Outubro de 2006.

3.19 Vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas

A vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas pode definir-se como a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, função apenas das características intrínsecas do aquífero. Não sendo um processo mensurável, existem vários métodos para estabelecer a vulnerabilidade de um sistema aquífero. Um desses métodos, que se utiliza neste trabalho, é o índice de vulnerabilidade DRASTIC (Aller *et al.*, 1987 in Lobo Ferreira *et al.*, 1995).

O índice DRASTIC considera parâmetros hidrogeológicos, morfológicos e outras formas de parametrização das características dos aquíferos, de um modo bem definido. Foi desenvolvido a partir dos seguintes pressupostos (Aller *et al.*, 1987 in Lobo Ferreira *et al.*, 1995):

- o contaminante é introduzido à superfície do terreno;
- o contaminante é transportado verticalmente até ao aquífero pela água de infiltração;
- o contaminante tem a mobilidade na água;
- a área mínima avaliada pelo DRASTIC é de 0,4 km².

O índice DRASTIC corresponde ao somatório ponderado de sete valores que caracterizam os seguintes sete parâmetros ou indicadores hidrogeológicos (cf. ALLER *et al.*, 1987 in Lobo Ferreira *et al.*, 1995):

- Parâmetro D – Profundidade do topo do aquífero (Peso = 5)
- Parâmetro R – Recarga do aquífero (Peso = 4)
- Parâmetro A – Material do aquífero (Peso = 3)
- Parâmetro S – Tipo de solo (Peso = 2)
- Parâmetro T – Topografia (Peso = 1)
- Parâmetro I – Influência da zona não saturada (Peso = 5)
- Parâmetro C – Condutividade hidráulica do aquífero (Peso = 3).

O índice de vulnerabilidade DRASTIC obtém-se através da seguinte expressão:

$$\text{DRASTIC} = D_p \times D_i + R_p \times R_i + A_p \times A_i + S_p \times S_i + T_p \times T_i + I_p \times I_i + C_p \times C_i$$

sendo i o valor atribuído ao parâmetro em causa e p o seu peso. O índice DRASTIC pode variar entre 23 e 226. De uma forma simples, pode-se considerar a seguinte relação

entre o índice de vulnerabilidade DRASTIC e a vulnerabilidade em termos qualitativos (Lobo Ferreira *et al.* (1995):

- índice DRASTIC superior a 199: que se considerou ser de vulnerabilidade muito alta;
- índice DRASTIC entre 160 e 199: que se considerou ser de vulnerabilidade alta;
- índice DRASTIC entre 120 e 159: que se considerou ser de vulnerabilidade intermédia;
- índice DRASTIC inferior a 120: que se considerou ser de vulnerabilidade baixa.

A vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas utilizando o índice de vulnerabilidade DRASTIC foi determinada por Lobo Ferreira *et al.* (1995), para a faixa costeira de Portugal Continental, tendo-se produzido a cartografia da vulnerabilidade à escala 1:100 000. O extracto do mapa que se apresenta na Figura 3.48 insere a área de estudo da Campina de Faro. Na região delimitada pelo sistema aquífero da Campina de Faro predominam os índices nas classes de vulnerabilidade intermédia (120-159) a baixa (<120), encontrando-se a zona agrícola inserida nesta última classe. As formações aluvionares, com uma importante fracção argilosa contribuem para uma baixa vulnerabilidade desta zona.

A aplicação de métodos de avaliação de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na região da Campina de Faro foi realizada mais recentemente por Stigter (2005). Os dois métodos paramétricos que aplicou foram o índice DRASTIC (*cf.* Figura 3.49) e o índice de Susceptibilidade (SI). Completou a sua análise pela validação dos métodos aplicados, *i.e.*, confrontou os resultados obtidos na área de estudo com as concentrações de nitratos e os níveis de salinização detectados nas águas subterrâneas. Conclui que existem grandes discrepâncias entre a vulnerabilidade estimada pelos dois métodos e o grau de contaminação observado, mas que o índice de vulnerabilidade SI mostra um melhor desempenho, devido à inclusão do parâmetro uso de solo.

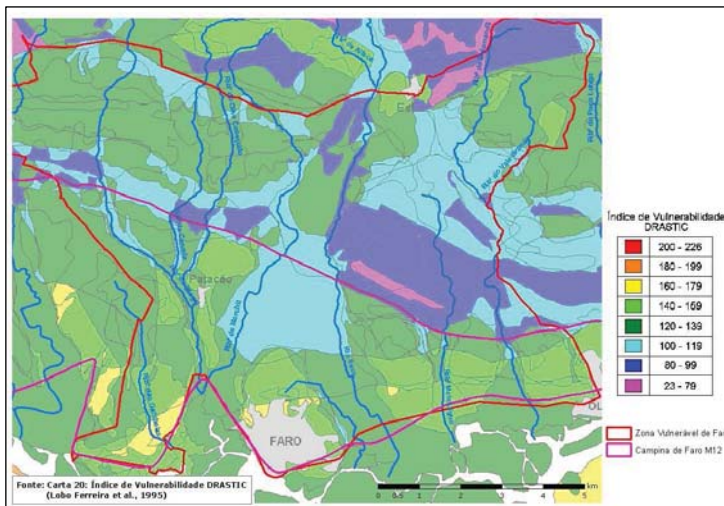


Figura 3.48 - Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição utilizando o índice DRASTIC, aplicado à região da ZVF (adaptado de Lobo Ferreira *et al.*, 1995).

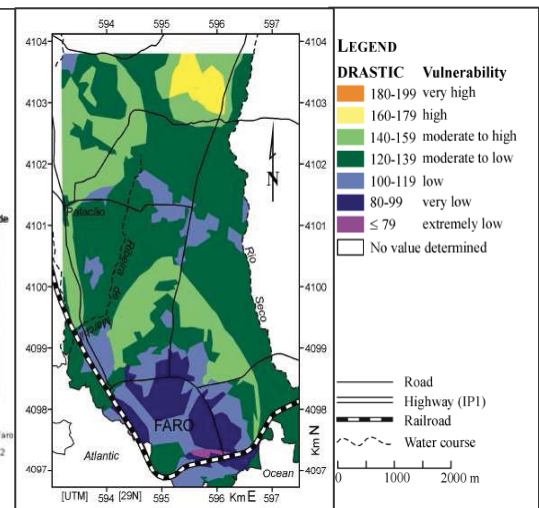


Figura 3.49 – Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas utilizando o índice DRASTIC (extraído de Stigter, 2005)

CAPÍTULO 4

ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO DO AQUÍFERO SUPERFICIAL MIO-PLIO-QUATERNÁRIO E DO AQUÍFERO MIOCÉNICO

4 ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO DO AQUÍFERO SUPERFICIAL MIO-PLIO-QUATERNÁRIO E DO AQUÍFERO MIOCÉNICO

4.1 Introdução

No Capítulo 4 são tratados os aspectos relacionados com determinados estudos específicos que foram realizados com a finalidade de completar a caracterização do aquífero superficial da Campina de Faro, constituído pelas areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário e do aquífero subjacente do Miocénico. Esta caracterização visou a abordagem da estrutura geológica dos aquíferos, com base na análise de: (1) colunas litológicas de sondagens cuja informação se encontra inserida na base de dados INVENTAR_FARO e (2) sondagens eléctricas verticais. A caracterização do escoamento subterrâneo e a caracterização hidroquímica do aquífero superficial e profundo foram completadas com quatro campanhas de monitorização.

Os estudos de caracterização do aquífero superficial visaram ainda a selecção de locais adequados à implementação de sistemas de recarga artificial de pequena dimensão, destinados à melhoria da qualidade do aquífero superficial da Campina de Faro. No início do desenvolvimento deste estudo foi seleccionado um local, que seria adequado à construção de um sistema de recarga artificial, formado por bacias de infiltração que permitiriam a recarga do aquífero superficial, utilizando como fonte de água para a recarga o escoamento fluvial ocorrido no rio Seco, durante episódios de escoamento mais intensos. Este local situava-se junto à vila de Conceição, na margem esquerda do rio. De forma a caracterizar a estrutura geológica mais superficial neste local, foram aplicadas diferentes técnicas geofísicas cujos resultados se apresentam e comparam neste Capítulo. Este local acabaria por ser excluído, como caso de estudo, por não ter sido detectada uma espessura de areias necessária para a infiltração de água em bacias de recarga artificial.

Posteriormente foram seleccionados outros dois locais, o primeiro situado na zona central da Campina de Faro, numa secção do leito do rio Seco, perto da vila de Carreiros e o segundo situado mais para SW, no Areal Gordo. Nestes locais, a observação das formações atravessadas durante a perfuração de cinco piezómetros e durante a construção de bacias de infiltração permitiu a compreensão dos estratos litológicos presentes no local e a amostragem dos solos, para posterior tratamento laboratorial e a caracterização de alguns parâmetros hidráulicos. Nestes dois locais foram posteriormente desenvolvidos os referidos sistemas de recarga artificial, aos quais se fará referência mais adiante.

4.2 Caracterização geológica/hidrogeológica

4.2.1 Aplicação de métodos geofísicos na área de estudo

4.2.1.1 Introdução

A aplicação de métodos geofísicos na área de estudo, na Campina de Faro, teve como principal objectivo definir a estrutura geológica do aquífero superficial e do aquífero profundo subjacente, tendo como ponto de partida o conhecimento adquirido em alguns locais das formações intersectadas por furos de sondagem.

Os métodos geofísicos aplicados na área de estudo foram os seguintes:

- 1) Sondagens eléctricas verticais (SEVs), realizadas na região da Campina de Faro;
- 2) Método electromagnético (EM31+EM34), aplicado no caso de estudo de Conceição;
- 3) Método de resistividade eléctrica, aplicado no caso de estudo de Conceição e Carreiros;
- 4) Georadar, aplicado no caso de estudo de Conceição.

A utilização de diferentes métodos de geofísica, para o conhecimento do substrato geológico, relacionou-se com a validação de cada um dos métodos para o caso de estudo em concreto, o que foi realizado através da sua antecipada aplicação *in situ*, antes de se seleccionar a metodologia mais apropriada, não só para a caracterização geológica e hidrogeológica, mas também, como metodologia de análise e detecção espacial e temporal de ensaios de recarga artificial e de traçador, realizados numa das áreas de estudo, de que se falará mais adiante.

Em Conceição, foram aplicados os quatro métodos referidos, com o objectivo de comparar diferentes metodologias e resultados obtidos na caracterização geológica/hidrogeológica do meio subterrâneo. Em Carreiros e no Areal Gordo a caracterização foi realizada pela execução de SEVs.

De seguida apresenta-se uma breve descrição dos métodos geofísicos aplicados, os locais onde se desenvolveram estas metodologias e a interpretação dos resultados que se obtiveram. Para uma descrição mais pormenorizado remete-se para as respectivas referências bibliográficas.

De salientar que os perfis geofísicos realizados no caso de estudo de Conceição foram executados exactamente no mesmo local, para os três métodos geofísicos aplicados, de forma a possibilitar uma comparação de resultados mais precisa.

4.2.1.2 Sondagens eléctricas verticais

Na área de estudo foram realizadas sete SEVs. A Figura 4.1 apresenta a sua localização em fotografia aérea da Campina de Faro, as coordenadas geográficas e a direcção do alinhamento da SEV (cf. Medeiros, 2006). A SEV1 foi realizada em Conceição, as SEVs 2, 4 e 5 foram realizadas em Carreiros, sendo as duas últimas realizadas no mesmo local, mas em direcções perpendiculares; as SEVs 3, 6 e 7 foram realizadas no Areal Gordo. De assinalar que as SEVs 4/5 e 3 localizam-se junto a poços incluídos nas campanhas de monitorização (ref. P18 e P19, respectivamente); as SEVs 6 e 7 foram realizadas junto aos piezómetros LNEC4 e LNEC5, respectivamente, e a SEV3 foi executada junto a um furo de captação com cerca de 100 m de profundidade. A interpretação dos resultados das SEVs foi realizada em Medeiros (2006) tendo-se, posteriormente, incorporado os perfis geológicos que se apresentam no Anexo 3 e referidos com maior detalhe na Secção 4.2.2.

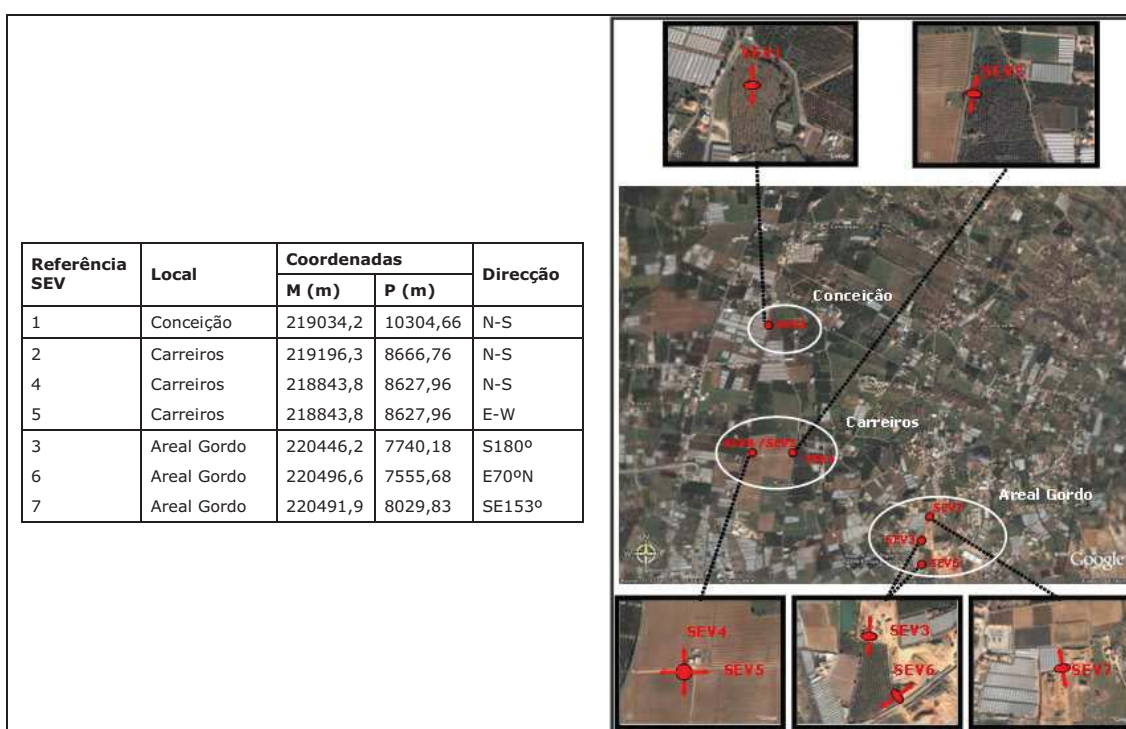


Figura 4.1 – Localização em fotografia aérea das setes SEVs realizadas na Campina de Faro (adaptado de Medeiros, 2006)

4.2.1.3 Métodos electromagnéticos

A aplicação dos métodos electromagnéticos no caso de estudo de Conceição esteve a cargo do Professor Fernando Pedro Figueiredo, do Departamento de Ciências de Terra da Universidade de Coimbra. Estes métodos foram aplicados recorrendo a dois tipos de equipamentos distintos que diferem essencialmente na profundidade de investigação alcançada, designadamente: o EM31 e o EM34, ambos da firma *Geonics*. Na área de estudo de Conceição foram realizados cinco perfis de condutividade eléctrica cuja localização e interpolação dos resultados se apresenta na Figura 4.2 (os primeiros três perfis PI, PII e PIII, sensivelmente paralelos, com orientação N-S, e os perfis IV e V, perpendiculares aos anteriores). A profundidade máxima de investigação foi de 50 m. As conclusões do modelo electromagnético 2,5D referidas em Figueiredo (2006, *in* Medeiros, 2006) apontam para a identificação de um limite entre uma zona preferencialmente de areia e uma outra predominantemente argilosa com, respectivamente, valores de baixa e

alta resistividade. Sugere que esta zona mais argilosa e por isso menos permeável, situada a Norte deveria ser evitada para a colocação das bacias de infiltração.

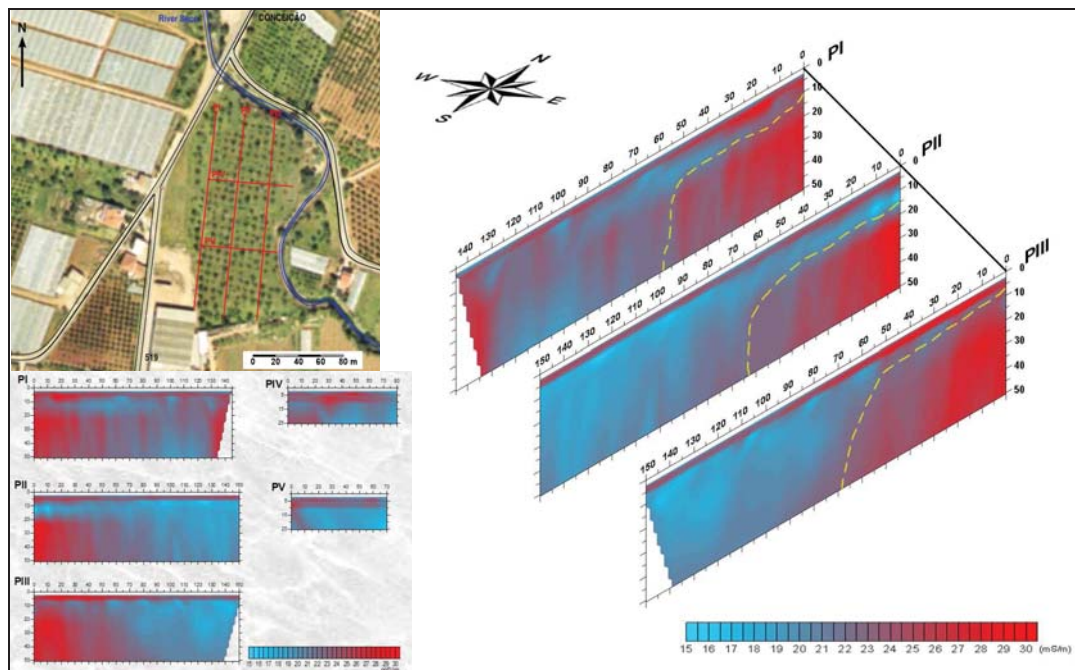


Figura 4.2 – Resultados obtidos nos cinco perfis realizados no caso de estudo de Conceição por métodos electromagnéticos (adaptado de Figueiredo, 2006)

4.2.1.4 Métodos de resistividade eléctrica

A aplicação de métodos de resistividade eléctrica esteve a cargo do Núcleo de Geologia de Engenharia e Geotecnia Ambiental (NGEA), do Departamento de Geotecnia do LNEC. Com o método geofísico de resistividade eléctrica foram realizados cinco perfis, tendo sido alcançada uma profundidade máxima de investigação de 33 metros. A Figura 4.3 apresenta uma fotografia aérea da área de Conceição com a localização dos perfis realizados (W1, W2,... W4) e o modelo geofísico interpretado para um dos perfis. A análise dos modelos de geofísica resultantes indicaram as conclusões que se passam a citar (Mota, 2006): (1) elevada homogeneidade dos valores de resistividade do meio (variação entre 20-190 ohm.m) indicando também alguma homogeneidade geológica em profundidade, relacionada com o elevado teor de humidade do solo; (2) identificação de um nível superficial de resistividade mais baixa, a cerca de dois metros de profundidade, igualmente identificado como o mesmo nível de granulometria mais grosseira pelo método do georadar, (3) nível intermédio com cerca de cinco metros de espessura, identificado na metade Norte dos perfis W2 e W3 (este nível aumenta de espessura para Sul e decresce para Este), (4) substrato de baixa resistividade (<67 ohm.m), que decresce à medida que os perfis se aproximam do rio.

4.2.1.4 Georadar

A aplicação do equipamento geofísico de georadar foi igualmente coordenada pelo NGEA do LNEC. A baixa penetração do equipamento de georadar permite uma caracterização mais detalhada dos primeiros metros na zona não saturada do solo, até cerca de 6 metros de profundidade abaixo da superfície do solo. Inicialmente procedeu-se à realização de um perfil de teste, no início do Perfil P1 para determinar a velocidade das ondas electromagnéticas nos primeiros 50 cm do solo. O valor obtido, de 0,102 m/ns

(metros por nanosegundos), é característico de materiais do tipo argilosos ou argilo-arenosos, comparativamente a valores tabelados na bibliografia da especialidade (Oliveira, 2006) (a confirmação destes resultados foi realizada com a análise granulométrica de amostras de solo recolhidas no mesmo local). A análise dos registos do georadar obtidos para os perfis P2 e P3 permitiu identificar a presença de uma interface entre dois níveis geológicos, a cerca de 2 metros de profundidade. A Figura 4.4 apresenta um extracto de um dos perfis e assinala com uma linha amarela a referida interface (adaptado de Oliveira, 2006).

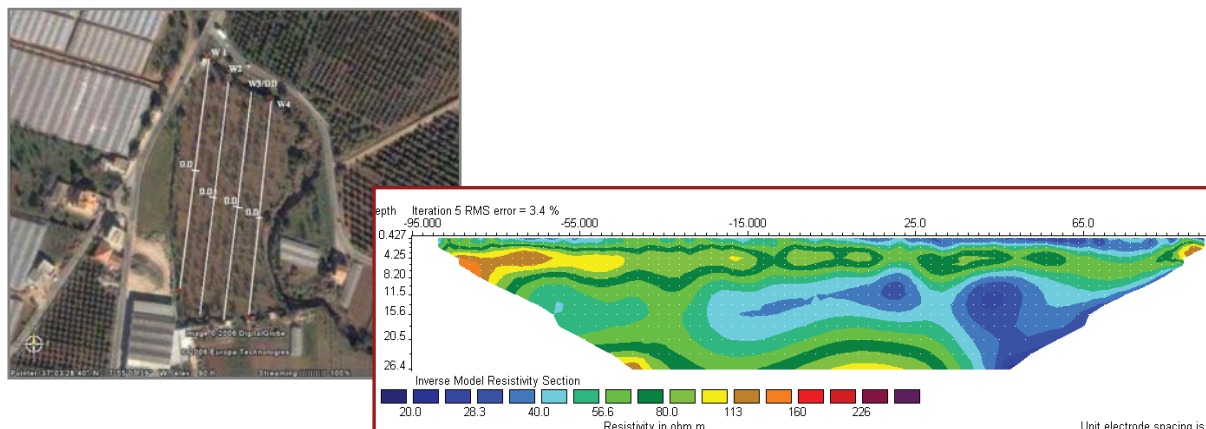


Figura 4.3 – Localização dos perfis e modelo de resistividade eléctrica obtido num dos perfis realizados no caso de estudo de Conceição (extraído de Mota, 2006)

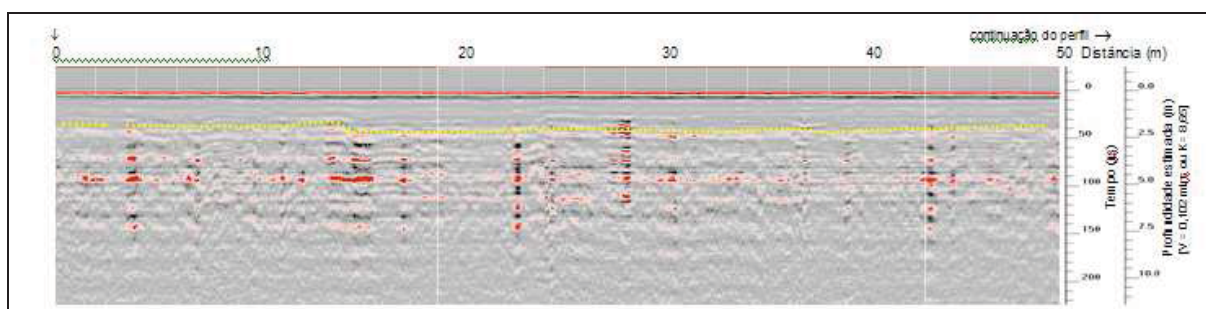


Figura 4.4 – Extracto do resultado do georadar num dos perfis (Perfil 3) realizados no caso de estudo de Conceição (extraído de Oliveira, 2006)

4.2.2 Definição da estrutura geológica

A definição da estrutura geológica aqui proposta, presente na região da Campina de Faro, necessária para o conhecimento do funcionamento hidráulico dos aquíferos e como dado de entrada para o modelo matemático, resultou de uma análise aprofundada de descrições de colunas litológicas (ou *logs*) de sondagens e de piezómetros. Foram também incluídos nesta análise os resultados de algumas SEVs realizadas na área de estudo. Estes dados litológicos abrangeram informação recente, adquirida no âmbito dos estudos para o projecto Gabardine, informação mais antiga publicada nas duas últimas décadas em diversos estudos e ainda, informação dos arquivos da CCDR-Algarve e da empresa A.Cavaco.

Após a análise da informação recolhida, o conjunto de dados reuniu apenas *logs* de doze furos e de cinco piezómetros, e os resultados das SEVS LNEC. A Figura 4.5 mostra a localização destes pontos de água e o Quadro 4.1 apresenta uma listagem dos mesmos e identifica a profundidade de cada camada litológica identificada.

A estrutura geológica foi já proposta por vários autores, nomeadamente:

- 1) Geirnaert *et al.* (1982)
- 2) Silva *et al.* (1986)
- 3) Silva (1988)
- 4) Ooijen *et al.* (1996)

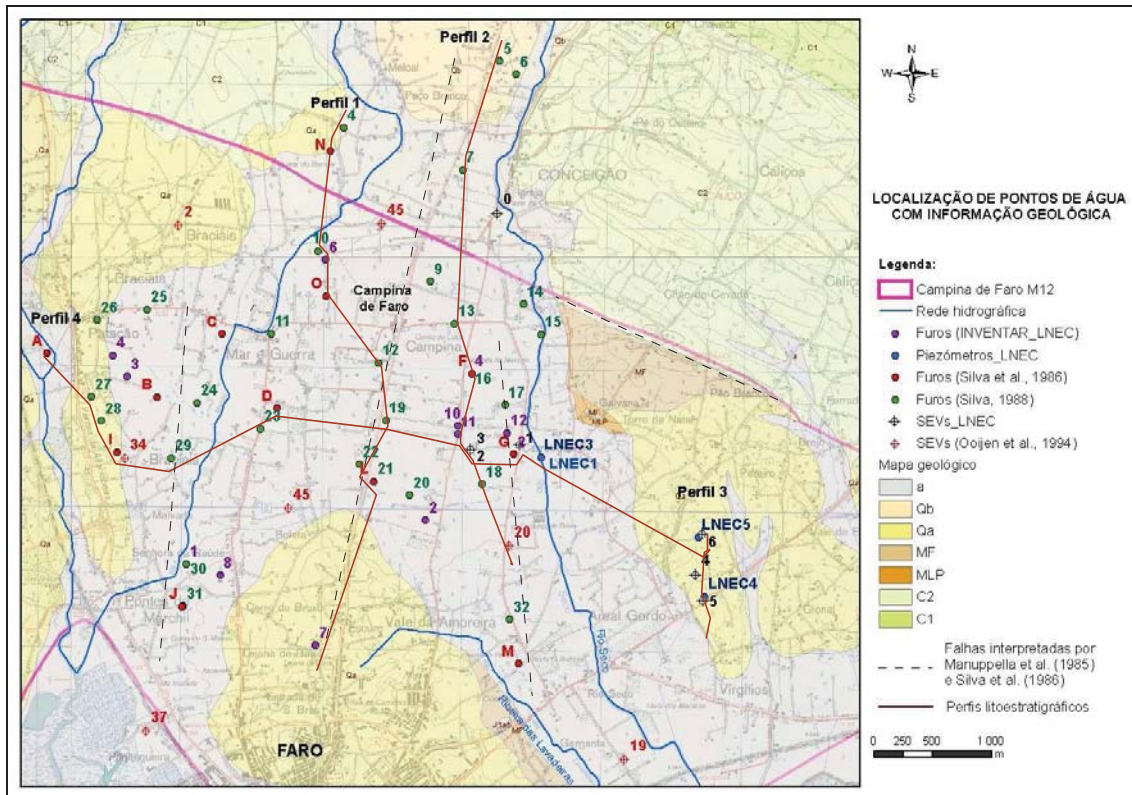


Figura 4.5 – Localização de pontos de água com informação geológica de acordo com as referências referidas no mapa.

Em Silva *et al.* (1986) foi proposta a estrutura geológica que se apresenta nos perfis da Figura 4.6. Estes autores propõem uma descrição bastante pormenorizada dos horizontes atravessados, enquadrando o aquífero livre nas formações detríticas do Quaternário e Miocénico Superior e o aquífero confinado a semi-confinado, Miocénico, nas formações calcárias e calco-arenosas subjacentes. Conseguem também distinguir um horizonte silto-argilo-arenoso, com evidência de continuidade lateral nos perfis analisados, que corresponde ao nível confinante que separa ambos os aquíferos. Assinalam nos perfis as falhas interpretadas, de alinhamento N-S e NW-SW, que afectaram a região desde o final do Miocénico. Os dois perfis W-E assinalam a já referida estrutura em “teclas de piano”, condicionada pelos acidentes estruturais, tendo sido possível intersectar em duas sondagens as formações evaporíticas do Hetangiano, a cerca de 233 m de profundidade em Carreiros, e a cerca de 95 m de profundidade, mais a Sul, muito próximo do local de afloramento destas formações, junto à ribª. das Lavadeiras. A base do aquífero Miocénico carbonatado foi intersectado nos furos assinalados na Figura 4.6, de Oeste para Este aos 175, 142 e 183 m, a Sul aos 95 m e a Norte, aos 29 m, junto ao limite Norte do M12. A depressão mais acentuada demarcou-se numa zona situada a Oeste de Carreiros. Estes pontos de água foram georeferenciados em ArcMap e podem observar-se na Figura 4.5, com a designação de A a M. O Quadro 4.1 apresenta uma listagem dos mesmos e da profundidade das unidades litológicas identificadas por Silva *et al.* (1986), extraída com base nos perfis geológicos da Figura 4.6.

Estes autores referem a sua reserva relativamente ao modelo geológico proposto, apontado a incerteza na espessura do Miocénico uma vez que existem indícios de subverticalização destas camadas em alguns locais (segundo indicação de J. Pais, furos F e G da Figura 4.6), podendo assim as espessuras reais serem inferiores às representadas.

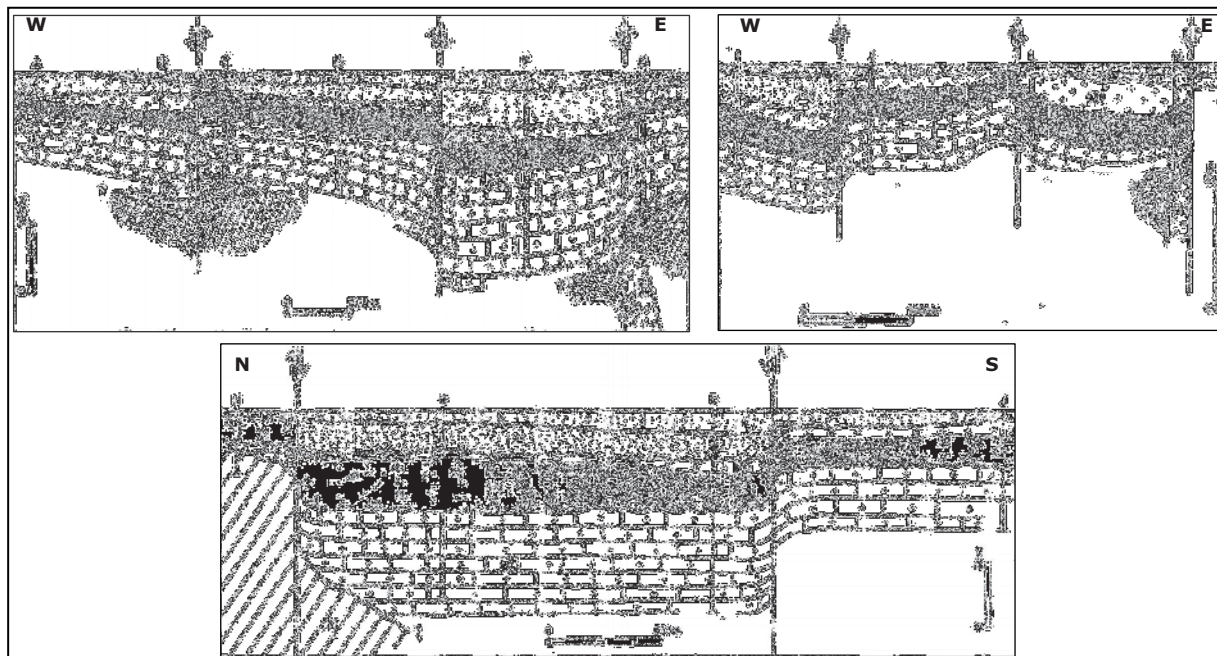


Figura 4.6 – Perfis geológicos propostos por Silva *et al.* (1986) na Campina de Faro. Legenda: (1) Aluvião; (2) Quaternário arenoso; (3) Miocénico arenoso fino; (4) Miocénico argilo-silto-arenoso; (5) Miocénico calcário e calco-arenoso; (6) Cretácico; (7) Rochas evaporíticas; (A, B, ...O) sondagens de captação, † falha interpretada.

A análise de cerca de 30 *logs* de furos de sondagens, realizada por Silva (1988), permitiu concluir que o Miocénico carbonatado se depositou numa depressão tipo *graben* na Campina de Faro, e que o topo desta unidade litológica se distribui de forma muito irregular, individualizando-se uma zona de depressão a SW da povoação de Carreiros, tal como também Silva (1986) havia identificado. A análise desta informação apenas permitiu definir a profundidade do topo do Miocénico carbonatado, que varia entre 0 m, nas zonas de afloramento em Galvanas e a SW da Rib.^a das Lavadeiras, e cerca de 72 m, no furo 18. Estes pontos de água, numerados de 1 a 32, foram georeferenciados em ArcMap e assinalados no mapa da Figura 4.5. O Quadro 4.1 apresenta uma listagem dos mesmos e da profundidade desta unidade litológica, que corresponde à base do aquífero freático, referenciada em Silva (1988).

Em Ooijen *et al.* (1992) o estudo geológico compreendeu a realização e análise de sete SEVs, que se projectaram no mapa da Figura 4.5. As separações litológicas propostas por estes autores também se apresentam no Quadro 4.1.

Geirnaert *et al.* (1982) realizaram um estudo hidrogeológico completado pela análise de informação de SEVs e de *logs* de furos, com o objectivo de delinear a base do aquífero Miocénico na zona costeira entre Quarteira e Olhão, estando assim a área de estudo da Campina de Faro incluída nesta análise. Referem que a base deste aquífero não foi identificada perto da linha de costa devido à ausência de contraste de resistividade com as formações subjacentes.

Estes autores definiram um mapa de isolinhas (cf. Figura 4.7, após georeferenciação em ArcMap) que representam a cota da base do aquífero Miocénico carbonatado, que varia entre <50 m, junto ao limite Norte do sistema aquífero M12 e >300 m, na metade Sul deste sistema aquífero. Esta Figura fornece mais uma vez indicação de que o aquífero Miocénico mergulha para Sul, subjacente aos depósitos de cobertura mais recentes e que a sua espessura aumenta de N para S e de E para W, limitada por falhas de alinhamento N-S, que se reflectem nos alinhamentos dos cursos de água da ribeira do Biogal e do rio Seco. Na Figura 4.7 pode ainda observar-se um perfil geológico N-S que atravessa a parte central da Campina de Faro, elaborado por Geirnaert *et al.* (1982), recorrendo aos resultados de resistividade aparente em SEVs e descrição de *logs* de furos de sondagem. Nesta Figura pode observar-se o aparecimento da camada de areias do Miocénico detrítico coincidente com o limite N do M12, atingindo uma espessura máxima de cerca de 40 m próximo dos afloramentos do Plio-Quaternário. A partir daqui e até ao limite Sul do M12, não existem referências na literatura consultada, sobre a forma como termina esta estrutura geológica.

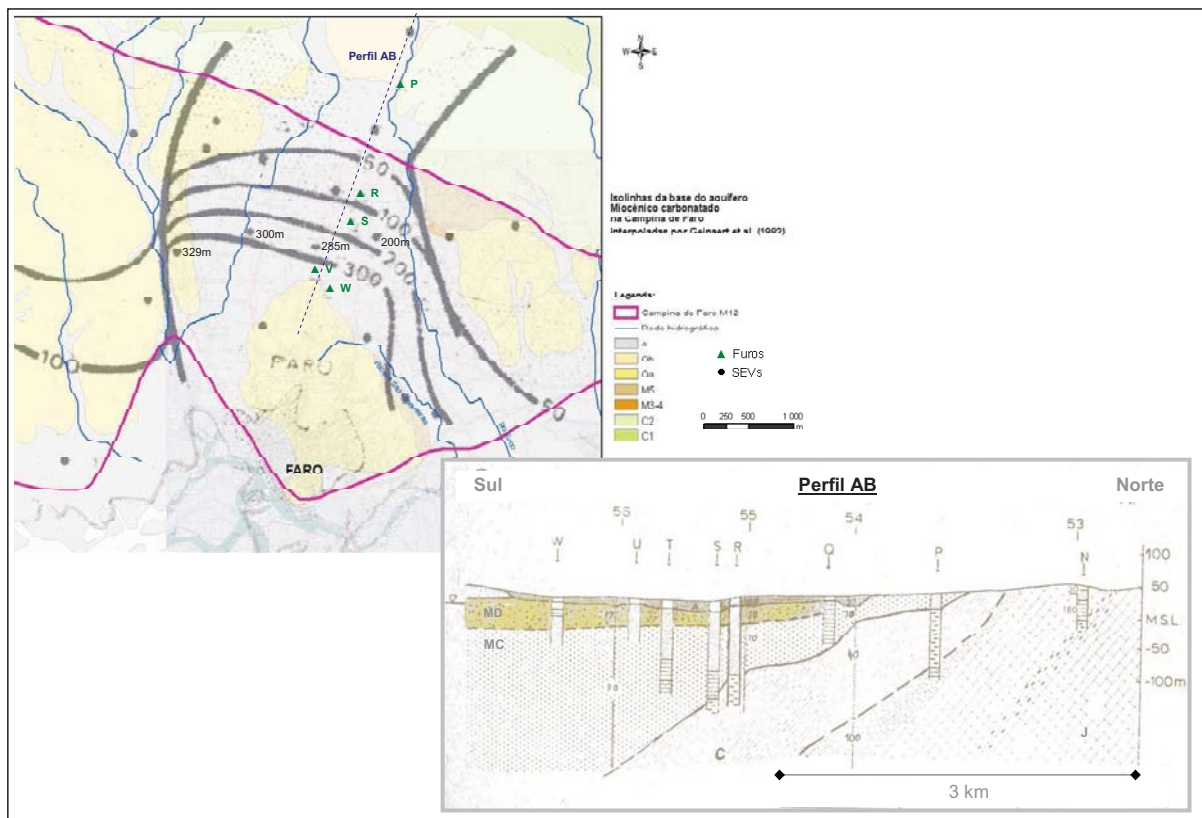


Figura 4.7 - Isolinhas da cota da base do aquífero Miocénico carbonatado na Campina de Faro e perfil N-S contendo informação de *logs* de furos e resistividades aparentes de SEVs, ambos adaptados de Geirnaert *et al.* (1982)

Apesar da complexidade geológica da zona de estudo, na realidade existe um conjunto razoável de informação sobre a sua estrutura com base na interpretação de *logs* de sondagens e de SEVs realizadas em alguns locais. Assim, procurou-se fazer uma análise que condensou toda a informação referida, de diferentes autores e disponível na INVENTAR_Faro, no mapeamento da base dos aquíferos que interessam modelar, designadamente os aquíferos freático do Mio-Plio-Quaternário e confinado do Miocénico. Na Figura 4.5 pode observar-se a localização dos furos e a respectiva fonte de informação utilizada nesta análise. O Quadro 4.1 lista os mesmos furos, fornece

indicação da sua localização e resume as profundidades de cada camada litológica diferenciada por cada autor. A Figura 4.8 e a Figura 4.9 apresentam os resultados da interpolação em ArcView da profundidade à base do aquífero freático e do aquífero confinado, respectivamente. Estão assinalados nas figuras os pontos utilizados na interpolação e a respectiva fonte de informação.

Incorporou-se ainda informação que, apesar de não apontar a separação de unidades geológicas, nos dá uma indicação da unidade presente em determinada profundidade (*i.e.* furos com profundidade superior a um dado valor, no Quadro 4.1 e profundidade da formação captada em alguns furos, Quadro 4.4). Esta indicação foi necessária na zona Este do rio Seco, onde a informação é escassa. Foi o caso de um furo em Vírgilios e outro no rio Seco, para o aquífero superficial, e dois furos situados no Areal, para o aquífero confinado.

Em relação à interpolação da estrutura do aquífero freático identificou-se, além da depressão referida em Silva (1988), a SW de Carreiros, uma outra, localizada mais a S, numa povoação designada de Cerro do Bruxo. Para SW da rib^a. das Lavadeiras a profundidade desta camada diminui acentuadamente, até à zona de afloramento das formações miocénicas, que surgem neste local possivelmente com a ajuda de acidentes estruturais.

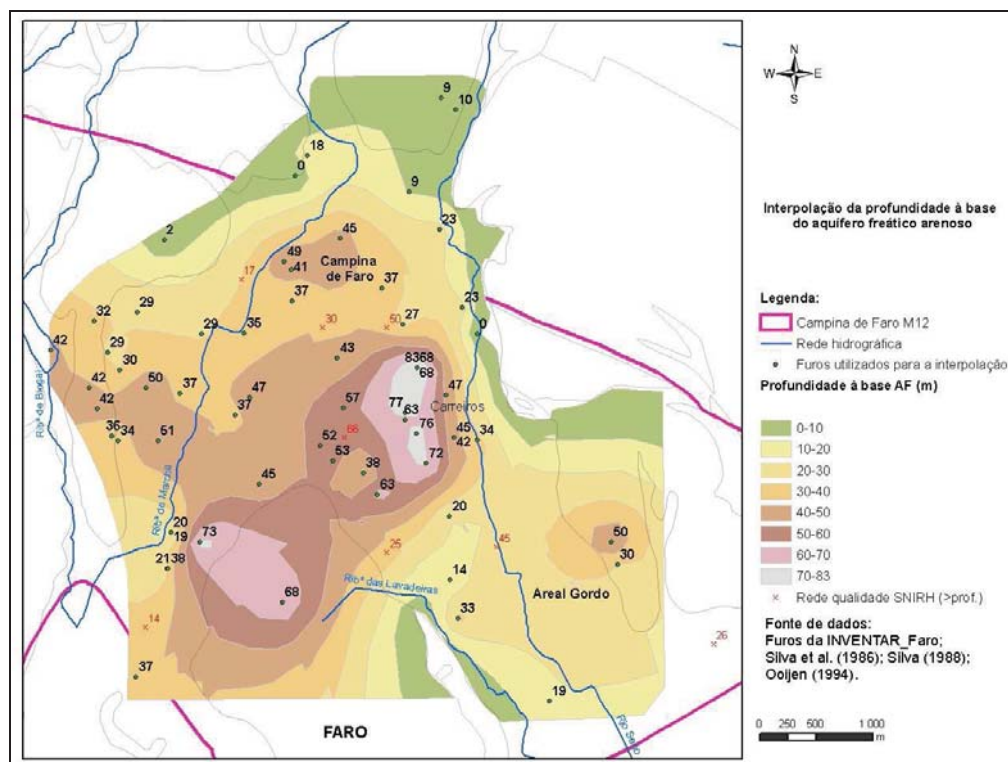


Figura 4.8 - Interpolação da profundidade da base do aquífero freático na Campina de Faro

Apesar da pouca informação que existe no caso do aquífero confinado pode referir-se que, à semelhança do modelo proposto por Geirnaert *et al.* (1982), tem-se uma estrutura inclinada para Sul, que aumenta de profundidade de forma mais ou menos constante, seguindo um alinhamento W-E, atingindo-se as maiores profundidade a Oeste da área de estudo (> 250 m), contudo para Sul da isolinha dos 250 m não existe informação sob a forma como esta estrutura termina.

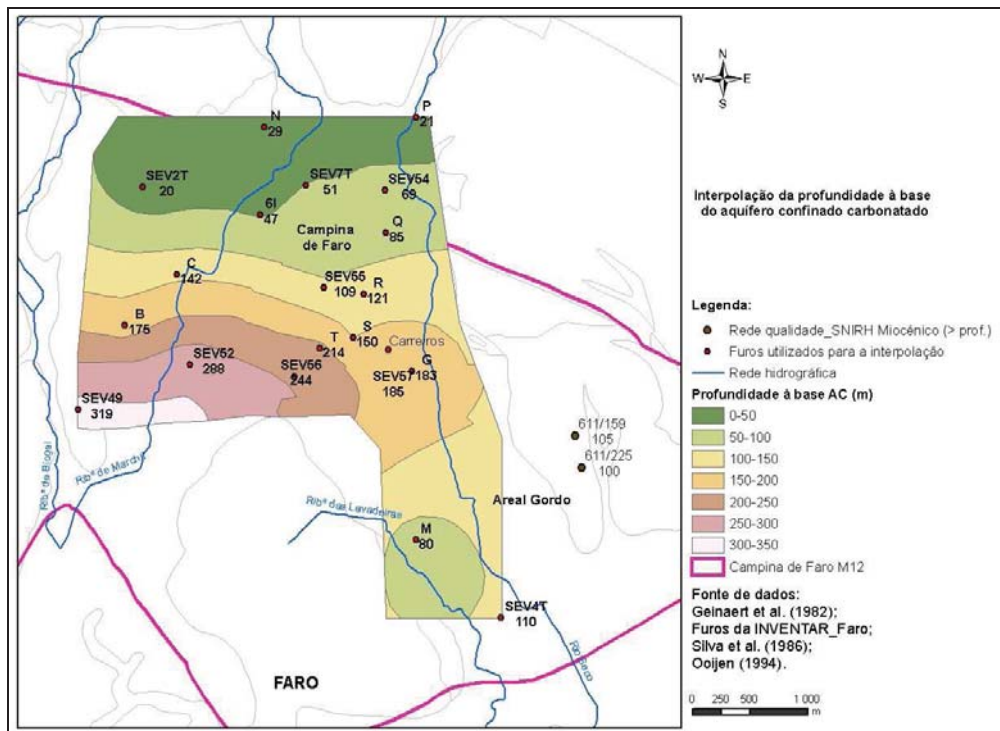


Figura 4.9 – Interpoção da profundidade da base do aquífero confinado (Miocénico carbonatado)

Em termos geomorfológicos, na área de estudo temos duas zonas de altitude mais elevada, a SW e NE onde afloram as areias e cascalheiras do Plio-Quaternário e a NNE os calcários do Miocénico (em Galvanas) e a uma zona envolvente mais aplanada atravessada pelo rio Seco e pela ribeira de Marchil onde se depositaram os depósitos aluvionares. A erosão fluvial e marinha foram importantes e possivelmente terão removido a formação mais superficial de areias e cascalheiras, de origem continental, nas zonas atravessadas pelos cursos de água. A evidência desta afirmação encontra-se na análise das colunas litológicas de furos na zona aluvionar, em que se verifica normalmente a ocorrência de estratos de areias finas e amarelas, subjacentes às formações aluvionares. A presença de minerais de moscovite nestas areias finas e amarelas serviu como indicador de ambiente marinho para estabelecer o seu agrupamento nas formações miocénicas¹.

No Anexo 3 apresentam-se os perfis litoestratigráficos N-S e W-E realizados com base na referida informação de base (ver localização dos perfis e das respectivas falhas prováveis marcadas nos perfis e assinaladas em Manuppella *et al.* (1985) e Silva *et al.* (1986) na Figura 4.5).

No perfil 1 N-S, destaca-se na zona central, de revelo mais baixo, uma espessura importante da camada de areias do Miocénico (>40m). Esta zona é limitada a N por uma falha interpretada NW-SE que elevou o bloco N, tendo aqui a erosão removido uma parte importante dos sedimentos detríticos. É também limitada a S por outra falha que terá também elevado este bloco, onde afloram as areias e cascalheiras do Plio-Quaternário, atingindo neste local uma espessura considerável (≈50m).

No perfil 2 N-S assinala-se a quase ausência de formações detríticas a N da falha NW-SE e a sua espessura variável condicionada por uma falha interpretada N-S. Neste perfil

¹ Informação oral do Professor Manuel Oliveira da Silva, FCL (2007).

inclui-se o log do furo JK15 cuja separação dos horizontes litológicos foi proposta em Silva *et al.* (1986). Neste local, a NW de Carreiros a espessura de areias do Mio-Plio-Quaternário poderá atingir os 60 m.

Na zona a E do rio Seco, no Areal Gordo a informação geológica resume-se à adquirida no âmbito do projecto Gabardine. Neste local o perfil 3 N-S, que insere três SEVs e os logs do LNEC5 e LNEC4, destaca as areias do Plio-Quaternário que são a formação de cobertura, com cerca de 6 m de espessura, que assentam sobre as areias finas amarelas, agrupadas no Miocénico Superior pela detecção da presença de micas, cuja base não foi detectada. Assinala-se o nível piezométrico medido nas campanhas de monitorização do LNEC e calculou-se um gradiente muito baixo entre os dois piezómetros que distam 423 m, <1%.

No perfil 4, W-E destacam-se os seguintes aspectos que se passam a referir: a) as duas zonas de afloramento das areias do Plio-Quaternário a W e a E da bacia sedimentar da Campina de Faro; b) alguns furos não assinalam a camada confinante, o que não significa que esta não esteja presente podendo eventualmente apenas não ter sido distinguida nos furos em questão; c) a espessura das areias do Miocénico detrítico é claramente afectada pelas falhas interpretadas N-S, referidas em Manuppella *et al.* (1985) e Silva *et al.* (1986), assinaladas na Figura 4.5; d) a maior espessura da camada de areias detectou-se no ponto 10 (65 m), também localizado a SW de Carreiros; e) para SE de Carreiros a espessura desta camada diminui, contudo não foi intersectada a base desta camada no piezómetro LNEC5; f) existe apenas uma referência à base do aquífero Miocénico carbonatado, aos 183 m de profundidade em Carreiros. Neste perfil inclui-se o log do furo JK16 cuja separação dos horizontes litológicos foi feita por datação, segundo Silva *et al.* (1986).

Quadro 4.1 – Sumário de informação de diferentes fontes bibliográficas sobre a estrutura geológica presente na Campina de Faro definida com base em logs de furos e de piezómetros e na interpretação de SEVs

| Designação do furo/ Fonte de dados | Coordenadas (m) | | Profundidade da base (m) ^(a) | | | | | |
|---|-----------------|---------|---|-----|----|----|------|------|
| | M | P | A | PQ | MD | MA | MC | C |
| Furos e SEVs LNEC | | | | | | | | |
| LNEC1 | 219348 | 8549 | 7 | | | | | |
| LNEC2 | 219343 | 8579 | 7 | | | | | |
| LNEC3 | 219342 | 8579 | 7 | | 34 | | | |
| LNEC4 | 220506 | 7589 | 0 | 8 | 48 | | | |
| LNEC5 | 220462 | 8010 | 0 | 9 | 40 | | | |
| VES1 | 219034 | 10305 | | | 23 | | | |
| VES2 | 219196 | 8667 | | | 36 | | | |
| VES4 | 218844 | 8628 | inconclusiva | | | | | |
| VES5 | 218844 | 8628 | 5 | | 76 | | | |
| VES3 | 220446 | 7740 | | 4,6 | | | | |
| VES6 | 220497 | 7556 | inconclusiva | | | | | |
| VES7 | 220492 | 8030 | | 4,7 | | | | |
| INVENTAR LNEC | | | | | | | | |
| 611000004/JK15 | 218850,00 | 9170,00 | 23 | | | 68 | >260 | |
| 611000002/JK2 | 218520,00 | 8130,00 | 12 | 22 | | 63 | >72 | |
| 611071008 | 217060,00 | 7740,00 | | | | 73 | >160 | |
| 611071001 | 216820,00 | 7820,00 | 3 | 5 | | 19 | >49 | |
| 611071007 | 217740,00 | 7240,00 | 0 | 49 | | 68 | - | 97 |
| 611071006 | 217810,00 | 9980,00 | 3 | 5 | | 41 | 47 | >200 |
| 611071004 | 216300,00 | 9300,00 | 2 | 12 | | 29 | >187 | |
| 611071003 | 216400,00 | 9150,00 | 1 | 20 | | 30 | >195 | |
| 611071002/JK16 | 219150,00 | 8600,00 | 7 | 21 | | 45 | 191 | |
| 611071010 | 218750,00 | 8800,00 | 12 | | | 77 | >98 | |
| 611071011 | 218750,00 | 8740,00 | 12 | | | 63 | >72 | |
| 611071012 | 219100,00 | 8750,00 | 27 | | | | | |
| Furos Silva <i>et al.</i> (1986) | | | | | | | | |
| A | 215828,52 | 9316,81 | | 25 | 42 | 50 | | |
| B | 216613,04 | 9005,71 | 8 | 25 | 50 | 75 | 175 | |
| C | 217072,93 | 9452,08 | 13 | 25 | 29 | 58 | 142 | |

Capítulo 4 – Estudos de caracterização do aquífero superficial Mio-Plio-Quaternário e aquífero Miocénico

| Designação do furo/ Fonte de dados | Coordenadas (m) | | Profundidade da base (m) ^(a) | | | | | |
|---------------------------------------|-----------------|----------|---|----|----|-----|-----|-----|
| | M | P | A | PQ | MD | MA | MC | C |
| D | 217465,19 | 8924,56 | 16 | 37 | 47 | 74 | | |
| F | 218844,85 | 9059,82 | 25 | 75 | 92 | 133 | | |
| G | 219196,53 | 8559,35 | 8 | 21 | 42 | 50 | 183 | 233 |
| I | 216328,99 | 8613,45 | 7 | 24 | 36 | 58 | | |
| J | 216788,88 | 7517,83 | 5 | | 21 | 42 | | |
| L | 218209,12 | 8383,51 | 7 | | 22 | 49 | | |
| M | 219183,01 | 7112,05 | 7 | 18 | 33 | 60 | 80 | 95 |
| N | 217843,92 | 10750,59 | 3 | | | 24 | 29 | |
| O | 217816,87 | 9722,60 | 8 | 29 | 37 | 74 | | |
| Furos Silva (1988) | | | | | | | | |
| 1 | 216213,94 | 10984,36 | | | | 0 | | |
| 2 | 216692,77 | 10799,78 | | | | 1 | | |
| 3 | 217229,01 | 10769,40 | | | | 0 | | |
| 4 | 217940,73 | 10915,83 | | | | 18 | | |
| 5 | 219048,27 | 11390,54 | | | | 9 | | |
| 6 | 219166,33 | 11294,55 | | | | 10 | | |
| 7 | 218783,86 | 10616,78 | | | | 9 | | |
| 8 | 219066,62 | 10409,30 | | | | 40 | | |
| 9 | 218557,00 | 9823,95 | | | | 37 | | |
| 10 | 217754,67 | 10043,04 | | | | 49 | | |
| 11 | 217425,22 | 9454,82 | | | | 35 | | |
| 12 | 218189,64 | 9248,53 | | | | 43 | | |
| 13 | 218727,01 | 9527,43 | | | | 27 | | |
| 14 | 219217,01 | 9664,19 | | | | 23 | | |
| 15 | 219346,36 | 9449,60 | | | | 0 | | |
| 16 | 218725,67 | 9159,82 | | | | 68 | | |
| 17 | 219086,26 | 8947,99 | | | | 47 | | |
| 18 | 218922,99 | 8385,53 | | | | 72 | | |
| 19 | 218239,92 | 8839,92 | | | | 57 | | |
| 20 | 218407,06 | 8307,58 | | | | 38 | | |
| 21 | 218153,23 | 8407,07 | | | | 53 | | |
| 22 | 218049,69 | 8528,80 | | | | 52 | | |
| 23 | 217346,06 | 8778,81 | | | | 37 | | |
| 24 | 216895,86 | 8962,19 | | | | 37 | | |
| 25 | 216542,78 | 9626,13 | | | | 29 | | |
| 26 | 216187,12 | 9553,86 | | | | 32 | | |
| 27 | 216145,11 | 9008,64 | | | | 41 | | |
| 28 | 216213,39 | 8834,94 | | | | 42 | | |
| 29 | 216714,84 | 8571,94 | | | | 51 | | |
| 30 | 216755,76 | 7766,41 | | | | 20 | | |
| 31 | 216795,99 | 7519,05 | | | | 38 | | |
| 32 | 219117,48 | 7425,90 | | | | 14 | | |
| SEVs Ooijen et al. (1994) | | | | | | | | |
| SEV1T | 217546,36 | 8213,24 | 6 | 25 | | 45 | | |
| SEV2T | 216766,94 | 10225,29 | 0 | 1 | | 2 | 20 | |
| SEV3T | 219115,90 | 7949,77 | 2 | 6 | | 20 | | |
| SEV4T | 219938,76 | 6429,33 | 1,5 | 10 | | 19 | 110 | |
| SEV5T | 216383,51 | 8569,52 | 2 | 10 | | 34 | | |
| SEV6T | 216531,66 | 6630,62 | 2,5 | 15 | | 37 | | |
| SEV7T | 218211,86 | 10238,06 | 0 | 11 | | 45 | 51 | |
| Geinaert et al. (1982) | | | | | | | | |
| P | 219189,14 | 10840,02 | | | | | 21 | 107 |
| Q | 218919,60 | 9820,44 | 7 | | | 25 | 85 | |
| R | 218720,37 | 9281,36 | 14 | | | 43 | 121 | |
| S | 218626,62 | 8894,62 | 14 | | | 36 | 150 | |
| T | 218333,64 | 8800,87 | 14 | | | 39 | 214 | |
| U | 218485,99 | 8496,17 | 7 | | | 43 | | |
| W | 218286,76 | 7933,65 | 7 | | | 50 | | |
| SEV49 | 216200,74 | 8261,78 | | | | | 339 | |
| SEV52 | 217185,15 | 8660,24 | | | | | 312 | |
| SEV57 | 218943,04 | 8789,15 | | | | | 215 | |
| SEV56 | 218110,97 | 8554,77 | | | | | 284 | |
| SEV55 | 218368,80 | 9339,96 | | | | | 149 | |
| SEV54 | 218907,88 | 10195,46 | | | | | 69 | |

(a) (A) Aluvião; (PQ) Plio-Quaternário; (MD) Miocénico detrítico; (MA) Miocénico argilo-silto-arenoso; (MC) Miocénico calcário e calco-arenoso; (C) Cretácico.

4.2.3 Determinação de parâmetros hidráulicos em laboratório

Com o objectivo de determinar, por ensaios laboratoriais, os parâmetros hidráulicos característicos das formações arenosas que constituem o aquífero freático da Campina de Faro, foram recolhidas amostras de solos nos dois locais de estudo, em Carreiros e no Areal Gordo.

As amostras de solos foram recolhidas no Areal Gordo, a três profundidades diferentes, que correspondem a formações arenosas de cores diferentes, incluídas no perfil geológico da zona não saturada (Bacia1, Bacia2 e Bacia3). Foram recolhidas no fundo das bacias de infiltração (a referir no Capítulo 5), durante a escavação, para ensaios de granulometria e amostras indeformadas, destinadas a ensaios laboratoriais em coluna. No Areal Gordo e em Carreiros, durante a perfuração de cinco piezómetros (LNEC1, LNEC2 e LNEC3 em Carreiros, e LNEC4 e LNEC5, no Areal Gordo), destinados à monitorização dos ensaios de recarga artificial, foram recolhidas amostras de solo, a cada metro de perfuração, para determinação de granulometria. O método de perfuração utilizado nestes piezómetros foi a precursão mecânica que não permite a recolha de amostras indeformadas, pelo que não foram efectuados ensaios em coluna.

As amostras não perturbadas foram utilizadas na caracterização física e hidrodinâmica dos estratos amostrados, nomeadamente, pela determinação do peso específico aparente (ρ_b), da porosidade (n) e da permeabilidade intrínseca (K_s). As amostras da zona saturada são amostras perturbadas e foram utilizadas para determinar as seguintes propriedades hidráulicas: permeabilidade, peso específico aparente (ρ_b) e porosidade (n). Os ensaios laboratoriais foram desenvolvidos no Laboratório do Núcleo de Águas Subterrâneas (NAS) do LNEC e são apresentados em Henriques (2008).

4.2.3.1 Descrição macroscópica da coluna do solo

Refere-se em seguida os aspectos que pareceram mais pertinentes pela observação macroscópica da coluna de solo perfurada nos piezómetros, em Carreiros:

- Aos 5 m de profundidade verificou-se a transição de um material mais grosseiro e mal calibrado, de natureza aluvionar, para um solo mais arenoso, no qual se detecta a presença de minerais de moscovite. Conforme se referiu atrás, estes minerais funcionam como indicador de ambiente marinho, marcando assim a passagem das formações mais recentes datadas do Holocénico, de origem continental, para as formações arenosas do Miocénico Superior.
- Aos 8 m de profundidade dá-se a transição para a zona saturada, o material amostrado é arenoso fino e de cor amarelada;
- Aos 16-17 m detectou-se a presença de um material arenoso, de textura mais fina e cor mais escura, com presença abundante de minerais ferromagnesianos alterados, que possivelmente marca a transição do ambiente de deposição e a passagem para o aquífero confinado do Miocénico.
- Dos 20 aos 40m (no caso piezómetro mais profundo, LNEC3) continua-se em presença de um material arenoso, de cor amarelada, por vezes com blocos de calcarenitos e presença de fósseis.

No caso dos piezómetros e bacias de infiltração do Areal Gordo, a principal diferença em termos litológicos, relativamente a Carreiros, encontra-se nas formações de cobertura, que neste caso são as areias e cascalheiras, de cor avermelhada e mal calibradas, do Plio-Quaternário. A espessura desta camada litológica não ultrapassa os 6 metros neste local. O piezómetro LNEC4 está localizado junto ao local de abertura das bacias e o LNEC5 a cerca de 800 m para N, junto ao ponto de monitorização P35, que corresponde ao poço seleccionado para o ensaio de injeção.

4.2.3.2 Análise granulométrica

As amostras de solos estão referenciadas da seguinte forma: designação do piezómetro ou bacia onde foi amostrada e profundidade a que se refere a amostra. A selecção de amostras para análise granulométrica coincidiu, nas bacias com o material aflorante no fundo, e nos piezómetros do Areal Gordo, apenas se seleccionou o horizonte mais profundo da coluna de solo, por existir uma certa monotonia no material da coluna de solo amostrada durante a perfuração, designadamente solos arenosos e de cor amarelada. Não se detectou a presença de carbonatos nestas amostras de solos. Em Carreiros, as amostras de solos foram recolhidas nos piezómetros LNEC1, LNEC2 e LNEC3, a cada metro de perfuração. Neste caso, a selecção de amostras foi realizada com base na identificação macroscópica de variações importantes na sequência da coluna de solo amostrada, ou quando tais variações seriam menos perceptíveis, a cada 5 metros de profundidade.

A análise granulométrica realizada em laboratório permite determinar a textura do solo por determinação do tamanho dos grãos. A escala adoptada foi a de Atterberg, que define os seguintes diâmetros de partículas e respectivas classes de textura: 2-60 mm-seixo, 0,6-2 mm-areia, 0,02-0,06 mm-silte e < 0,002 mm-argila. A preparação das amostras para a análise granulométrica foi realizada de acordo com a especificação LNEC E195 (1967) e a realização do ensaio de acordo com a Especificação LNEC E239 (1970). A análise granulométrica consiste na separação dos materiais mais grosseiros, neste caso por peneiração, e na separação dos materiais finos (argilas e siltes), por difratometria de raios laser. As fracções grosseira e fina foram separadas por via húmida com um crivo de 0,063 mm. A análise granulométrica da fracção fina (siltes e argilas) foi determinada com um analisador de partículas por difracção laser *Mastersizer Micro*, instalado na Estação Experimental de Sedimentos Coesivos do Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras do LNEC. A análise da fracção fina apenas foi efectuada para as amostras do Areal Gordo. Em Henriques (2008) descrevem-se detalhadamente os procedimentos laboratoriais utilizados.

Os resultados da classificação textural e análise granulométrica das amostras de solos de Carreiros e do Areal Gordo, são apresentados no Quadro 4.2. O coeficiente de uniformidade (U) dado por D_{60}/D_{10} , é <5 no caso de solos uniformes, compreendido entre 5 e 15 no caso de solos medianamente uniformes e >15 em solos não uniformes. O coeficiente de curvatura (CC) é calculado pela seguinte expressão: $D_{30}^2/(D_{10}D_{60})$, devendo ficar compreendido entre 1 e 3 no caso de solos bem graduados. Ambos são determinados pela análise da forma da curva granulométrica. Foi feita a projecção gráfica das percentagens dos sedimentos num diagrama triangular para classificação (Figura 4.10). Os valores de permeabilidade foram determinados utilizando as expressões empíricas de Hazen e Burmister, que se descrevem na Secção seguinte (Quadro 4.2). As curvas granulométricas estão representadas na Figura 4.11.

Os solos das formações de cobertura são solos cascalhentos ou arenosos argilo-siltosos, franco-arenosos, mal calibrados. As formações subjacentes apresentam solos arenosos, finos a médios, arenosos-franco e franco-arenosos, normalmente bem calibrados e uniformes. Destaca-se a presença de níveis de areias médias praticamente limpas, em que a percentagem de finos determinada foi < a 1%, em Carreiros (no LNEC3 aos 13 m de profundidade) e no Areal Gordo (no LNEC5 aos 31-34 m de profundidade).

Quadro 4.2 – Classificação textural das amostras de solos de Carreiros e do Areal Gordo e valores de permeabilidade.

| Referência da amostra | Classificação textural | | | | Tipo de solo | Permeabilidade k (m/d) | |
|-----------------------------|------------------------|------------------------|--------------------|---------------------|---|------------------------|---------------|
| | % argila (<0,002mm) | % silte (0,002-0,06mm) | % areia (0,06-2mm) | % cascalho (2-60mm) | | Hazen (1) | Burmister (2) |
| Solos de Carreiros | | | | | | | |
| LNEC1-5m | 24,34 | | 24,72 | 50,94 | Seixo médio, com percentagem de areia e argila, mal calibrado | n.d. | n.d. |
| LNEC1-8m | 2,37 | | 97,04 | 0,59 | Areia média, bem calibrada e uniforme | 22,1 | 54,3 |
| LNEC1-13m | 39,44 | | 59,99 | 0,57 | Areia fina a média, argilo-siltosa, bem calibrada e uniforme | n.d. | 5,4 |
| LNEC1-16m | 9,46 | | 90,26 | 0,28 | Areia média, bem calibrada e uniforme | 5,5 | 39,9 |
| LNEC2-5m | 30,00 | | 66,01 | 3,99 | Areia fina, argilo-siltosa, bem calibrada e uniforme | n.d. | 8,7 |
| LNEC2-8m | 14,33 | | 85,08 | 0,59 | Areia fina, bem calibrada e uniforme | n.d. | 11,3 |
| LNEC2-13m | 1,89 | | 98,03 | 0,08 | Areia média, bem calibrada e uniforme | 38,1 | 54,3 |
| LNEC2-17m | 15,67 | | 81,24 | 3,09 | Areia média, bem calibrada e uniforme | n.d. | 37,3 |
| LNEC3-5m | 30,26 | | 67,49 | 2,25 | Areia fina, argilo-siltosa, bem calibrada e uniforme | n.d. | 7,5 |
| LNEC3-8m | 31,27 | | 68,54 | 0,19 | Areia fina, argilo-siltosa, bem calibrada e uniforme | n.d. | 7,5 |
| LNEC3-13m | 1,21 | | 98,53 | 0,26 | Areia média (100%), bem calibrada e uniforme | 41,8 | 54,3 |
| LNEC3-17m | 11,07 | | 87,34 | 1,59 | Areia média, bem calibrada e uniforme | 4,2 | 30,0 |
| LNEC3-20m | 7,55 | | 84,73 | 7,72 | Areia média, bem calibrada e uniforme | 8,6 | 70,9 |
| LNEC3-25m | 10,05 | | 87,22 | 2,73 | Areia média, bem calibrada e uniforme | 4,9 | 48,3 |
| LNEC3-30m | 6,65 | | 74,43 | 18,92 | Areia média a grosseira, bem calibrada e medianamente uniforme, com blocos de calcarenito | 13,5 | 159,6 |
| LNEC3-35m | 11,81 | | 80,08 | 8,11 | Areia média bem calibrada e uniforme | n.d. | 21,5 |
| LNEC3-40m | 14,57 | | 74,64 | 10,79 | Areia fina a média, bem calibrada e uniforme, com blocos de calcarenito | n.d. | 16,0 |
| Solos do Areal Gordo | | | | | | | |
| Bacia1-3m | 6,35 | 13,36 | 56,97 | 23,32 | Areia vermelha grosseira, com seixos e sedimentos finos, não uniforme e mal graduada | n.d. | 10,0 |
| Bacia2-6m | 11,25 | 13,13 | 74,71 | 0,91 | Areia castanha fina, silto-argilosa, não uniforme e mal graduado | n.d. | 6,4 |
| Bacia3-7m | 4,53 | 8,34 | 87,13 | 0,00 | Areia castanha média, medianamente uniforme e mal graduado | n.d. | 27,7 |
| Bacia3-8m | 3,20 | 6,53 | 90,27 | 0,00 | Areia amarela média, bem calibrada e uniforme, com muito pouca percentagem de finos | 5,5 | 25,5 |
| LNEC4 21-24m | 3,71 | 8,17 | 88,12 | 0,00 | Areia amarela fina a média, bem calibrada e uniforme, com pouca percentagem de finos | 1,4 | 16,0 |
| LNEC5 31-34m | 0,17 | 0,38 | 99,45 | 0,00 | Areia amarela média (100%), bem calibrada e uniforme | 34,6 | 45,4 |

(1) $k_H = C \times (D_{10})^2$, $C=1$
 (2) $k_B = C \times (D_{50})^2$, $C=51,3$
 n.d. - não determinado

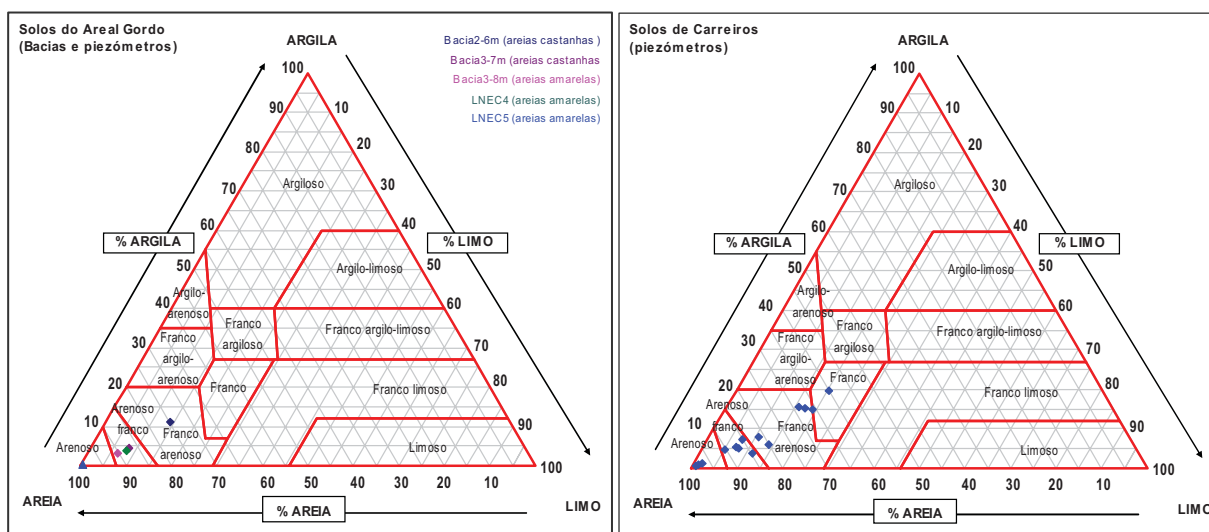


Figura 4.10 – Classificação textural das amostras de solos recolhidas nas bacias de infiltração e piezómetros do Areal Gordo e de Carreiros (nota1: amostras com percentagem importante de cascalho não estão representadas no diagrama; nota2: nas amostras de Carreiros não se efectuou a granulometria de finos pelo que se assumiu igual percentagem de argila e silte para a representação gráfica)

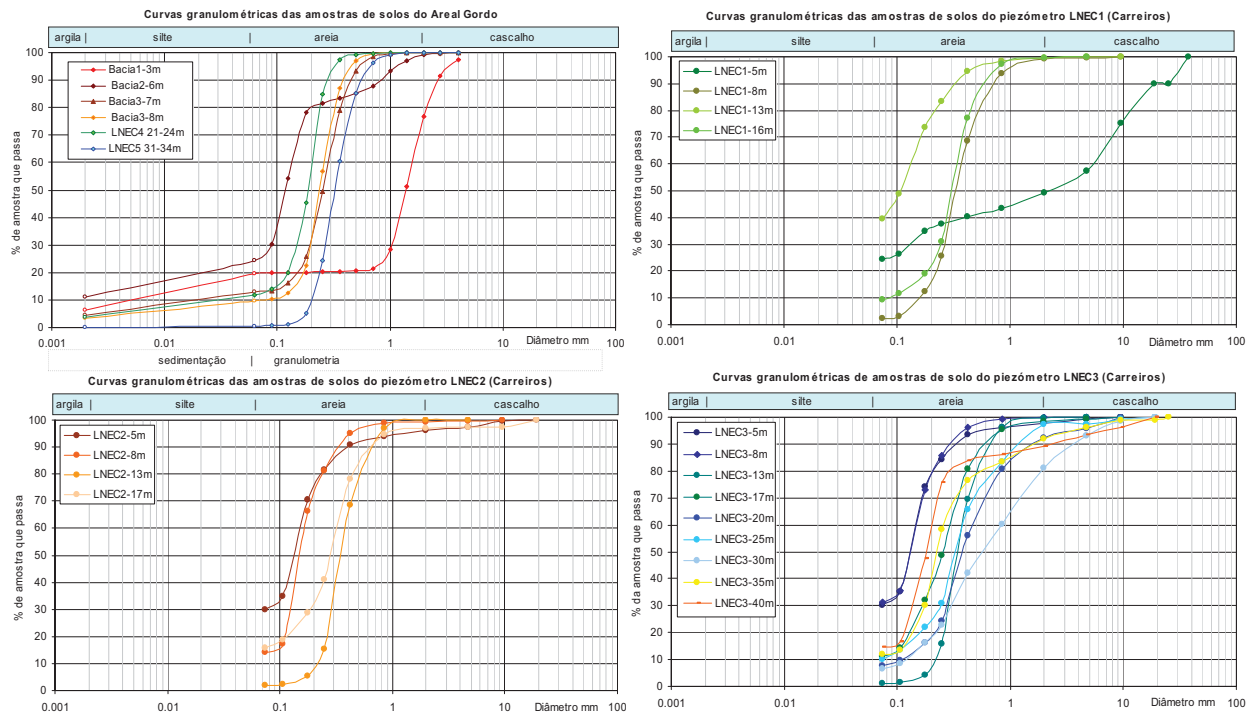


Figura 4.11 – Curvas granulométricas relativas às amostras de solos de Carreiros e do Areal Gordo

4.2.3.3 Determinação da permeabilidade a partir da distribuição granulométrica

A permeabilidade de um solo é afectada não só pelo tipo de solo mas também pelas características do fluido que o atravessa. As principais características do solo que condicionam a sua permeabilidade são o tamanho das partículas, o índice de vazios, o seu grau de saturação e estrutura intergranular. As duas propriedades do fluido que exercem influência significativa são o peso específico e a viscosidade, variando ambas em função da temperatura.

Existem diversas referências na literatura sobre a estimativa de valores de permeabilidade do meio saturado a partir da classificação textural do solo. Por exemplo, Frezze e Cherry (1979) referem valores qualitativos com base no tipo de solo, mas estimativas quantitativas, mais ou menos precisas, podem ser obtidas a partir da distribuição granulométrica de uma amostra de solo. Diversas relações empíricas têm sido referidas. A fórmula empírica mais antiga e frequentemente utilizada, proposta por Hazen (1892), permite estimar a permeabilidade em areias saturadas e é dada por:

$$k_H = C_H D_{10}^2 \text{ (Eq. 4.1)}$$

em que,

k_H = permeabilidade de Hazen (cm/s)

C_H = coeficiente empírico de Hazen;

D_{10} = diâmetro eficaz ou diâmetro das partículas correspondente a 10% em peso total de todas as partículas menores do que ele (cm)

Normalmente assume-se o valor de C_H igual a 100, sendo este um valor médio de um conjunto de valores que varia entre 41 e 146. Carrier (2003) lista a gama de variação proposta por um vasto conjunto de autores em livros da especialidade. Silva (1984) refere valores de 45,8 para areias argilosas e de 142 para areias puras. Se D_{10} estiver em

mm então C_H toma o valor 1 (Freeze e Cherry, 1979). A aplicação desta expressão depende do coeficiente de uniformidade (U) que deve ser inferior a 5, *i.e.*, no caso de solos uniformes e do coeficiente de curvatura (CC), que deve estar compreendido entre 1 e 3, *i.e.*, no caso de solos bem graduados. A expressão de Hazen não considera variações na forma das partículas do solo nem a sua porosidade.

Outra expressão que pode ser utilizada para o cálculo da permeabilidade é a proposta por Burmister (*in* Fraser, 1935) de acordo com Silva (1984), dada por:

$$k_B = C \cdot D_{50}^2 \text{ (Eq. 4.2)}$$

em que,

k_B = permeabilidade de Burmister (cm/s)

$C = 51,3$

D_{50} = diâmetro médio dos grãos (cm)

Segundo Freeze e Cherry (1979), a determinação da permeabilidade será mais precisa se incorporar também uma medição de variação da curva granulométrica. Krumbein e Monk (1942, *in* Boadu, 2000) expressam a permeabilidade em areias não consolidadas, como uma função de distribuição granulométrica log-normal, com aproximadamente 40% de porosidade, através da seguinte equação empírica:

$$k = (760 D_w^2) \cdot \exp(-1,31 \sigma_\psi) \text{ (Eq. 4.3)}$$

em que,

$D_w = D_{50}$ (mm)

σ_ψ = desvio padrão da função de distribuição ψ ($\psi = -\log_2 D$, D em mm)

Existem curvas desenvolvidas experimentalmente em laboratório que permitem estimar a permeabilidade em função do D_{50} (em mm) e em função do valor de σ calculado através da seguinte expressão: $\sigma = [(D_{16}-D_{84})/4] + [(D_5-D_{95})/6,6]$ (Masch e Denn, 1966 *in* Freeze e Cherry, 1979).

Contudo, a densidade (ρ) e viscosidade do fluído (μ) podem ser variáveis incorporadas na expressão da permeabilidade, da seguinte forma: $K = (\sigma g / \mu) \cdot C \cdot D^2$ (Freeze e Cherry, 1979). Outros autores referem a conhecida equação de Kozeny-Carman, que descreve a forma como a porosidade e a distribuição granulométrica controlam a permeabilidade, incorporando um coeficiente que descreve a tortuosidade e a estrutura intergranular. Esta equação define-se da seguinte forma (Bear, 1972 *in* Freeze e Cherry, 1979):

$$K = (\sigma g / \mu) \cdot [n^3 / (1-n)^2] \cdot (D_m^2 / 180) \text{ (Eq. 4.4)}$$

em que,

n - porosidade

D_m = diâmetro das partículas característico (normalmente D_{50})

Os valores de permeabilidade determinados pela aplicação das expressões empíricas de Hazen e Burmister para as amostras de solos arenosos de Carreiros e Areal Gordo está representada no Quadro 4.2. A permeabilidade de Hazen é válida apenas no caso de solos arenosos, uniformes e bem graduados, em que a percentagem da fracção fina tenha valores baixos (<11%). Como seria de esperar, os valores mais baixos referem-se

às areias finas argilo-siltosas e os mais elevados às areias médias, quantificados do seguinte modo para os solos analisados:

- Areias finas, argilo-siltosas: $k_B=5-11$ m/d (% finos 14-40% da amostra) (prof. 5-13 m)
- Areias médias, bem calibradas e uniformes: $k_H=4-42$ m/d e $k_B=22-71$ m/d (prof. 8-35 m)

Para estes valores não contribuíram as amostras do LNEC3 relativas aos 30 e 40 m de profundidade, que incluíam fragmentos de rocha dura (calcarenito), possivelmente devido a uma camada atingida durante a perfuração do piezómetro, modificando assim a sua granulometria.

4.2.3.4 Caracterização de parâmetros físicos do solo em laboratório, com amostras perturbadas

A porosidade total de uma amostra de solo ou rocha é definida como o volume de vazios da amostra, expresso em percentagem do volume total. A densidade aparente define-se como o peso por unidade de volume. Um dos métodos mais expeditos para a determinação da porosidade em laboratório é o método volumétrico; consiste na saturação de três provetes cilíndricos com a amostra de solo previamente seca. Uma vez conhecido o volume ocupado pela amostra e registando-se o peso do solo seco e o peso do solo saturado, calcula-se a densidade aparente e a porosidade com base nas fórmulas seguintes:

$$\rho_b = W_d/V_t \quad (\text{Eq. 4.5})$$

em que,

ρ_b - densidade aparente (g/cm^3)

W_d - peso da amostra de solo seco (g)

V_t - Volume ocupado pela amostra de solo (cm^3)

$$n = V_w/V_t \times 100 \quad (\%) \quad (\text{Eq. 4.6})$$

em que,

n - porosidade

V_w - volume de água na amostra de solo (cm^3)

As determinações efectuadas foram apenas realizadas para as amostras de solos do Areal Gordo e os ensaios foram repetidos três vezes para a mesma amostra. O Quadro 4.3 apresenta os valores médios obtidos para a porosidade e a densidade aparente. Foi ainda efectuada a determinação da porosidade do material de preenchimento das bacias de infiltração de Carreiros, classificado como cascalho médio a grosseiro, pela sua utilidade na interpretação dos ensaios de infiltração e de traçador que se descrevem no Capítulo 5.

4.2.3.5 Caracterização de parâmetros físicos e hidrodinâmicos do solo em laboratório, com amostras indeformadas

A caracterização dos parâmetros hidrodinâmicos nas amostras não perturbadas foi realizado utilizando o método laboratorial de carga hidráulica constante (*cf.* Leitão *et al.*,

2000), que permite determinar os seguintes parâmetros: peso específico aparente, porosidade total e permeabilidade. Os ensaios foram realizados em provetes (na prática equivalentes a um permeâmetro) contendo as amostras não perturbadas, com 30 cm de altura e 5,9 cm de diâmetro interno. Foram efectuados a caudal constante durante 15 horas e a coluna de solo saturada, com uma altura de água de 1,5 cm. O procedimento experimental utilizado no ensaio encontra-se mais detalhado em Henriques (2008). Os cálculos foram efectuados com base na aplicação da equação de Darcy:

$$K = (\text{Vol} \times L) / A \times T \times (h_1 - h_2) \quad (\text{Eq. 4.7})$$

em que,

K = Condutividade hidráulica

Vol = Volume de água drenado durante o tempo T (ml)

L = Altura da coluna de solo (cm)

A = Área da coluna de ensaio (cm²)

T = Tempo de ensaio (min.)

(h₁-h₂) = Carga hidráulica (cm)

O caudal (Q) é volume de água que passa durante o tempo de ensaio (Q=Vol/T), que dividido pela área da coluna de solo, fornece a indicação do caudal de ensaio ou velocidade de fluxo (V_D). A constante de proporcionalidade (K) designa-se de condutividade hidráulica. Uma vez que o escoamento se processa apenas nos poros inter-conectados, a velocidade de Darcy deverá ser dividida pelo valor de porosidade do solo, introduzindo assim a variável velocidade intersticial (V_I), que pode expressar-se por V_I=V_D/n. O Quadro 4.3 incluiu os valores determinados nos ensaios laboratoriais.

Quadro 4.3 – Parâmetros físicos e hidráulicos do solo determinados pelos ensaios laboratoriais em amostras deformadas e ensaios em coluna de solo em amostras indeformadas, do Areal Gordo

| Referência da amostra | Amostras deformadas | | Amostras indeformadas | | | |
|---|---------------------------|--|---------------------------|--|-----------------------------|-------------------------------|
| | Porosidade ^(a) | Densidade aparente ^(a) (g/cm ³) | Porosidade ^(b) | Densidade aparente ^(b) (g/cm ³) | Velocidade de Darcy (m/dia) | Velocidade intrínseca (m/dia) |
| Bacia1-3m | 0,34 | 1,43 | 0,23 | 1,44 | 0,04 | 0,16 |
| Bacia2-6m | - | - | 0,39 | 1,52 | 0,07 | 0,18 |
| Bacia3-7m | 0,37 | 1,35 | - | - | - | - |
| Bacia3-8m | - | - | 0,35 | 1,50 | 2,71 | 7,78 |
| LNEC4 21-24m | 0,39 | 1,30 | - | - | - | - |
| LNEC5 31-34m | 0,33 | 1,51 | - | - | - | - |
| Preenchimento das bacias de infiltração de Carreiros (cascalho grosseiro) | 0,41 | - | - | - | - | - |

(a) Ensaio laboratorial em amostra deformada (método expedito)

(b) Ensaio laboratorial em amostras indeformadas (método do ensaio de carga hidráulica constante)

Os valores de porosidade das amostras de solos do Areal Gordo analisadas variam entre 0,23 a 0,34 para a formação das areias e cascalheiras e de 0,33 a 0,39 para a formação das areias amarelas do Miocénico Superior. Realizou-se a mesma determinação por métodos diferentes para a amostra de solo da Bacia1, tendo-se obtido uma diferença (10%), atribuída à heterogeneidade da formação. As velocidades de escoamento determinadas indicaram um valor mais elevado para a formação das areias amarelas do Miocénico, assinaladas como areais médias bem calibradas, com pouca percentagem de sedimentos finos, em oposição às formações de cobertura, mais argilosas e heterogéneas em termos de distribuição textural.

4.3 Caracterização do escoamento subterrâneo

4.3.1 Campanhas de monitorização de níveis piezométricos

A localização dos pontos de água monitorizados está na Figura 4.12. O Quadro 4.4 apresenta uma listagem completa destes pontos de água e os resultados obtidos. De salientar que a monitorização incidiu num conjunto 65 de pontos de água, dos quais 55 são poços, 5 são piezómetros do LNEC e 5 são furos. As quatro campanhas de monitorização foram realizadas sazonalmente, no final de dois semestres húmidos, em Abril de 2007 e de 2008 e no final de dois semestres secos, em Setembro/Outubro de 2006 e Outubro de 2007, completando-se assim a monitorização completa de dois ciclos hidrológicos.

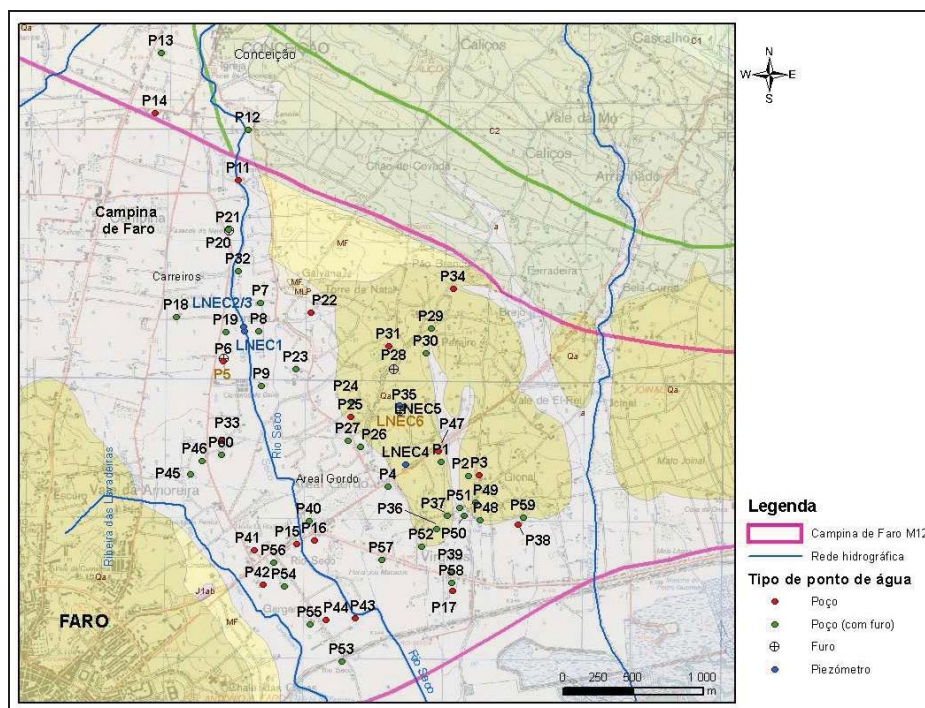


Figura 4.12 – Mapa de localização dos pontos de água inventariados durante as campanhas de monitorização

A análise da piezometria na área de estudo é uma tarefa complexa e influenciada por factores de difícil controlo, designadamente os caudais de extracção dos poços e furos. A forma mais adequada de determinar um mapa de piezometria do aquífero superficial na área de estudo consiste em realizar a monitorização num conjunto vasto de poços, disponíveis em toda a zona. Estes poços, antigos na região, estão abertos no aquífero superficial. Na década de oitenta os seus proprietários tiveram necessidade de realizar furos no seu interior para captarem níveis aquíferos mais produtivos subjacentes. Em cerca de metade dos poços monitorizados existe pelo menos um furo realizado no seu interior. Não se conhecem as profundidades destes furos, no entanto, considerando a espessura do aquífero freático e a profundidade máxima dos poços (30 metros) e dos furos (80 metros), é confirmada a hipótese de estarem a captar o aquífero confinado (com uma ou outra excepção). Este aspecto será retomado e desenvolvido no Capítulo da modelação matemática, em que se procedeu à separação e caracterização da piezometria para cada aquífero.

Nos poços com furo, o que acontece em termos de piezometria é que se está a medir uma mistura de dois níveis, com conseqüências também na qualidade da água dos

aquíferos intersectados. A diferença de cota piezométrica entre os dois aquíferos revelou ser pouco significativa. Outro aspecto que se referiu e que afecta a distribuição da piezometria relaciona-se com a extracção efectuada num número de poços significativo, destinada normalmente à irrigação agrícola e, em alguns casos, ao consumo doméstico. Existem contudo alguns poços que se encontram abandonados e que podem dar uma indicação do nível estático no aquífero.

A monitorização do aquífero confinado subjacente poderia ser completada com furos de captação onde fosse possível a medição dos níveis estático e dinâmico. A captação do aquífero confinado, por intermédio de furos, é ainda uma prática recente na zona agrícola da Campina de Faro, mais precisamente na área de estudo seleccionada para a monitorização contínua. Estes furos estavam geralmente fechados e não dispunham de forma de medir o nível de água. Apenas se efectuou a amostragem para caracterização da qualidade da água. Foram encontrados os seguintes pontos de água nestas condições, referenciados no mapa da Figura 4.12 como P5, P20, P28 e P34.

Os resultados das campanhas de monitorização de piezometria possibilitaram a análise de variações sazonais, nos anos 2007 e 2008. As seguintes considerações foram retiradas desta análise (ver Figura 4.13):

1) No final da estação húmida de 2007 os níveis de água subiram em média 1,98 m, com variação entre 0,35 e 4,47 m; exceptuando o P39, que desceu para um valor negativo (não foi considerado o 1º registo do P11 por corresponder a um valor anómalo, assim como os registos no P34, por não corresponderem ao mesmo aquífero). No final da estação húmida de 2008 os níveis subiram em média 1,24 m, com variação de 0,35 a 2,60 m.

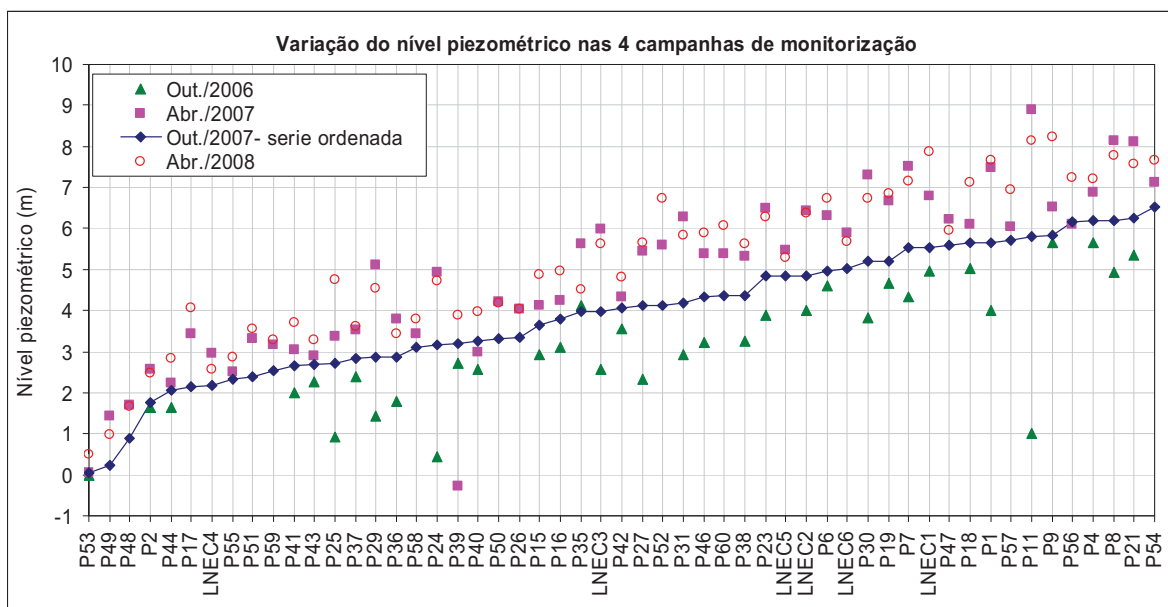


Figura 4.13 – Variação do nível piezométrico nos pontos de água amostrados

2) No final da estação seca de 2008, comparativamente com o ano anterior, os níveis de água subiram média 0,60 m (60% dos pontos), exceptuando o P39 cuja recuperação atingiu os 4,15 m; e desceram nos restantes, em média, 0,33 m. A precipitação

ligeiramente mais elevada no final do ano hidrológico 2007/2008 de 617 mm², comparativamente com o ano anterior, de 568 mm, terá contribuído para esta subida. Os níveis mais baixos correspondem ao início do período de monitorização (Out/2006).

A comparação dos valores de piezometria no LNEC2 e no LNEC3 (Quadro 4.4), localizados a cerca de 1 metro de distância, permitiu concluir que o escoamento neste local se faz do aquífero freático para o confinado, *i.e.*, nas três campanhas a piezometria forneceu valores mais elevados no LNEC2 comparativamente com o LNEC3. No final da estação húmida de 2006 a diferença foi a mais elevada, de 1,46 m, reduzindo para apenas 0,45 m, no final da estação seca seguinte. A recuperação no final da estação húmida seguinte foi de 0,41 m, contudo não se recuperou até ao nível do ano anterior. Sobre o escoamento descendente que se averiguou, chama-se atenção para o facto de neste local a piezometria não estar afectada por extracções.

Os resultados da piezometria referem-se, de um modo geral, ao nível dinâmico, uma vez que em 36% dos poços monitorizados se realiza a extracção de água. Estes resultados foram projectados em mapas individualizados para cada campanha de monitorização (Figura 4.14, Figura 4.15, Figura 4.16 e Figura 4.17) (interpolados por *Inverse Distance Weighted* em SIG/ArcMap). O escoamento subterrâneo na área de estudo é claramente afectado pela extracção realizada nos poços, sendo possível identificar zonas de maior extracção. Nove dos registos correspondem, muito provavelmente, a níveis estáticos, por pertencerem a poços abandonados e/ou inactivos, designadamente: P6, P16, P19, P21, P35, P38, P44, P45 e P47. É nestes locais que se observam os níveis piezométricos mais elevados, indicando um escoamento subterrâneo no aquífero freático de NW-SE. A análise destes mapas também permitiu identificar uma piezometria normalmente mais elevada em poços com furo no seu interior (*i.e.* P1, P4, P30, P47, P54, P56 e P57). No Capítulo 6 realiza-se uma abordagem mais aprofundada das direcções preferenciais de escoamento subterrâneo na área de estudo e sua individualização por aquífero, incorporando também os efeitos sazonais e das extracções na piezometria.

4.4 Caracterização hidrogeoquímica

4.4.1 Campanhas de monitorização da qualidade da água subterrânea

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem de águas subterrâneas destinadas à caracterização hidrogeoquímica da água na área de estudo, no final da estação seca de 2006 e de 2007 e no final da estação húmida de 2007 e de 2008. A primeira campanha foi realizada entre a segunda quinzena de Setembro e a primeira de Outubro de 2006, com a recolha de 49 amostras de água. Foram medidos os parâmetros *in situ* (temperatura, pH, condutividade eléctrica e Eh) e analisados em laboratório alguns aniões maiores e menores (NO₃, Cl, SO₄, NO₂, Br e F); apenas dois catiões maiores (Na e K) foram determinados. Não foi possível a análise das espécies restantes por insuficiente quantidade de amostra. Assim, esta primeira campanha destinou-se essencialmente à identificação preliminar das zonas da área de estudo com maior contaminação de origem agrícola, através do mapeamento da concentração de NO₃.

² Precipitação anual estimada na estação udométrica de Estói (ver no Anexo 4).

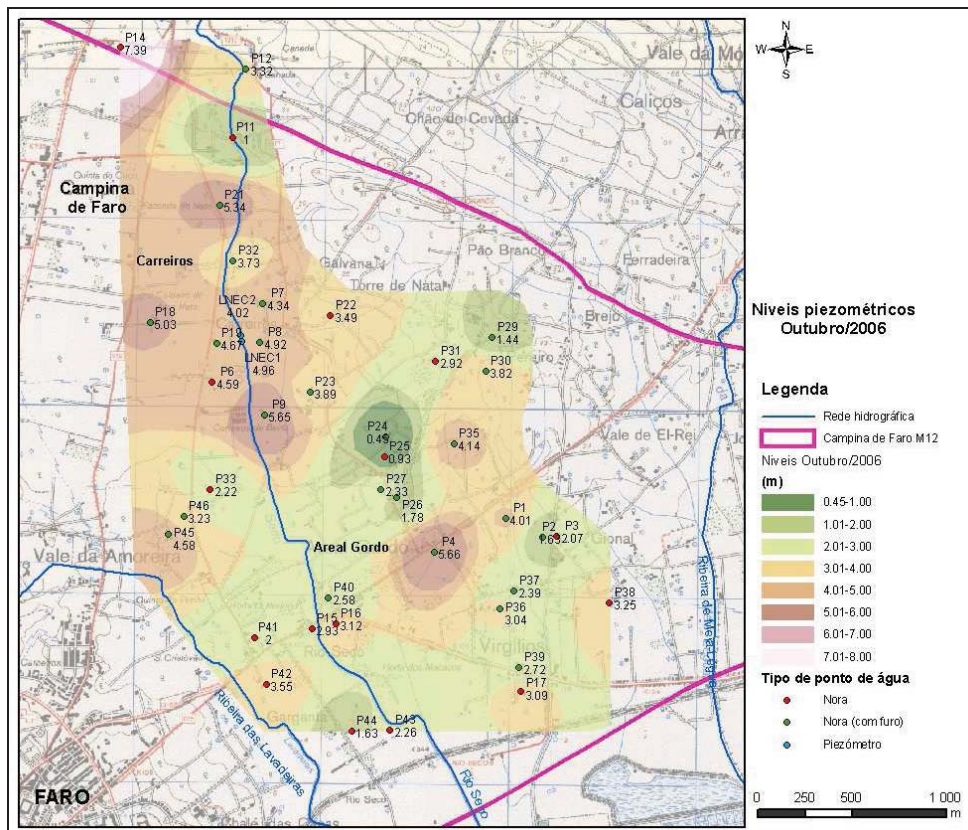


Figura 4.14 – Mapa de piezometria resultante da interpolação com os valores da campanha de monitorização de Setembro/Octubre de 2006

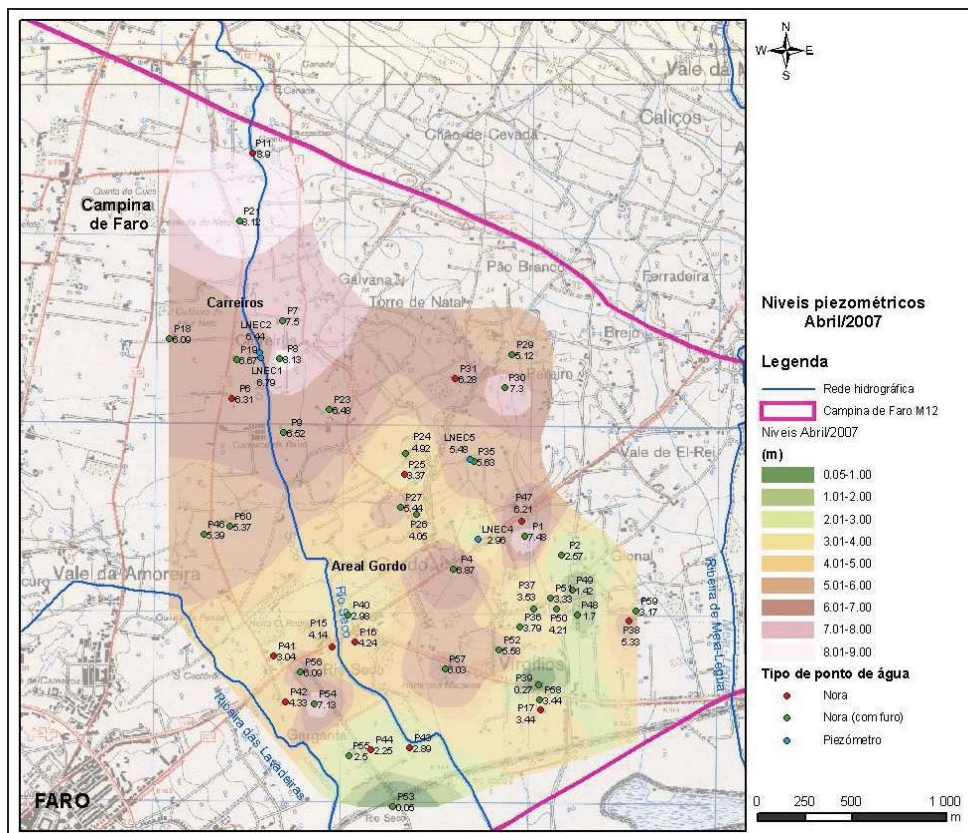


Figura 4.15 – Mapa de piezometria resultante da interpolação com os valores da campanha de monitorização de Abril de 2007

Na segunda campanha de amostragem, realizada em Abril de 2007 (dias 9-11), foram amostradas 52 amostras, das quais 34 foram enviadas para análise química (incluindo os cinco piezómetros LNEC) e nas restantes 18 foram apenas medidos os parâmetros *in situ*. Em laboratório foram analisados os aniões maiores (HCO_3 , NO_3 , Cl , SO_4), menores (NO_2 , Br , PO_4 e F) e catiões maiores (Ca , Na , K e Mg). A projecção destas amostras em diagrama de Piper (*cf.* Figura 4.18), mostra que a maioria das águas são de natureza sulfatada ou cloretada cálcica (62%); uma parte mais pequena das amostras corresponde a água de natureza bicarbonatada cálcica (32%); apenas duas se enquadram nas águas cloretadas ou sulfatadas cálcicas.

Na terceira campanha de amostragem, em Outubro de 2007 (dias 8-11), foram analisadas 54 amostras de água. Os resultados, projectados no diagrama de Piper da Figura 4.19 permitiram verificar a mesma caracterização efectuada na campanha anterior. Na quarta e última campanha, em Abril de 2008 (dias 21-24) foram analisadas 55 amostras de água, incluindo uma amostra de água de superfície proveniente do rio Seco.

O Quadro 4.4 apresenta os resultados de qualidade da água relativamente aos parâmetros *in situ* e o Quadro 4.5 as concentrações de NO_3 e SO_4 , para cada ponto de monitorização. No Quadro 4.6 apresenta-se o tratamento estatístico destes valores, incluindo também os restantes aniões maiores, catiões maiores, alcalinidade e dureza total. Em termos de concentrações médias dos aniões e catiões maiores as variações sazonais foram pouco significativas. O mesmo não sucedeu em termos de valores máximos, em que, por exemplo, no caso do NO_3 se verificou o valor mais baixo na campanha de Outubro de 2007. Nesta campanha, conforme se referiu anteriormente, verificou-se a existência de níveis mais elevados comparativamente com a do ano anterior. Os parâmetros *in situ* também não evidenciam variações sazonais pronunciadas – a condutividade eléctrica das águas tem valores médios da ordem dos 1300 $\mu\text{s}/\text{cm}$, podendo atingir um valor máximo de 2550 $\mu\text{s}/\text{cm}$; o pH tem geralmente valores da ordem de 7 indicando águas neutras. Destaca-se apenas uma situação pontual de pH 4 na água do LNEC4, indicando águas ácidas, eventualmente relacionadas com o local de implantação deste ponto de água, numa zona de extracção de areias no Areal Gordo, onde existem bacias para deposição e infiltração das águas resultantes da lavagem das areias após a sua extracção.

4.4.2 Caracterização da concentração de nitratos (temporal e espacialmente)

A análise da evolução das concentrações de NO_3 entre campanhas e das amplitudes de variação sazonal e anual, permitiu concluir os seguintes aspectos (Figura 4.20):

1) No final do semestre húmido, entre Outubro/2006 e Abril/2007, verificou-se em 60% dos pontos monitorizados comuns, uma subida da concentração de NO_3 , em média de 22 mg/L e máximo de 88 m/L. Nos restantes pontos monitorizados verificou-se a situação oposta, em que a concentração desce, um valor médio estimado em 17 mg/L. O primeiro caso poderá significar que se infiltraram, em média e no período de tempo analisado, 373 toneladas de azoto (N) no aquífero superficial, quantidade esta que não tendo sido assimilada pelas raízes das culturas foi simplesmente arrastada em profundidade durante os episódios de precipitação e infiltração mais intensivos³. No final

³ Considerando área=6.5 km², espessura saturada=38 m e porosidade=0.30.

do semestre húmido do ano seguinte verificou-se uma melhoria da situação porque houve uma descida da concentração de NO_3 em mais 20% dos pontos, comparativamente com o ano anterior.

2) No final do semestre seco, entre Abril/2007 e Outubro/2007, a situação mais natural seria a manutenção da concentração de NO_3 porque o seu arraste em profundidade fica apenas dependente da água de rega. No entanto verificou-se em cerca de 74% dos pontos monitorizados que a concentração de NO_3 desceu em média 27 mg/L; nos restante pontos (33%) verificou-se uma subida média de 20 mg/L. Esta descida poderá estar associada, por um lado, a fenómenos modificadores de retardação, mas por outro, também poderá ser derivada de uma entrada de água para o sistema, por exemplo pelo retorno de água da própria rega. Assumindo a última hipótese, seria necessário $12,7 \times 10^6 \text{ m}^3$ de água para a redução de 24 mg/L na actual concentração de NO_3 .

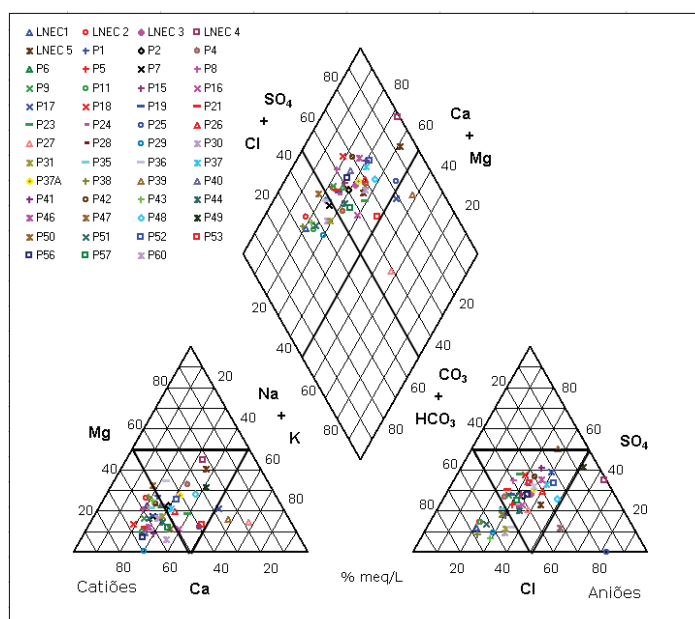


Figura 4.18 – Diagrama de Piper com os resultados das análises químicas das amostras da campanha de Abril/2007

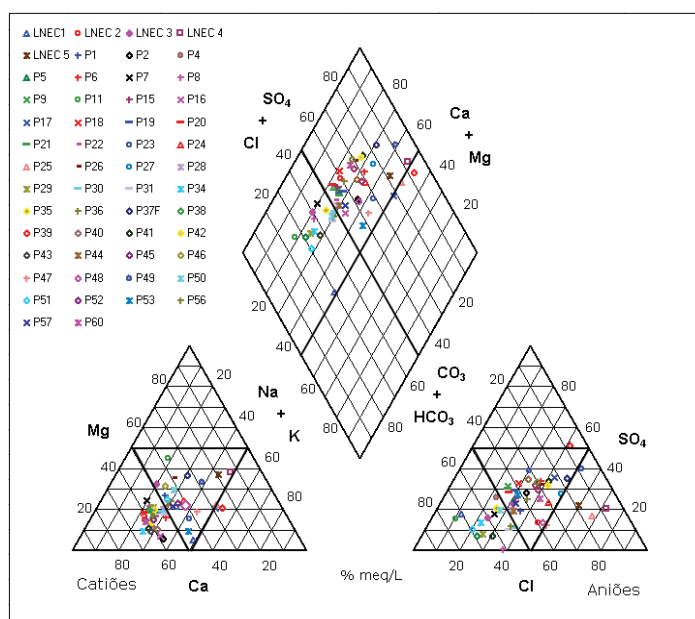


Figura 4.19 - Diagrama de Piper com os resultados das análises químicas das amostras da campanha de Outubro/2007

Capítulo 4 – Estudos de caracterização do aquífero superficial Mio-Plio-Quaternário e aquífero Miocénico

Quadro 4.5 – Concentrações de NO3 e SO4 medidas nas quatro campanhas de amostragem

| Referência do PA | NO3 (mg/L) | | | | SO4 (mg/L) | | | | Prof. de amostragem |
|------------------|------------|--------|--------|--------|------------|--------|--------|--------|---------------------|
| | Out/06 | Abr/07 | Out/07 | Abr/08 | Out/06 | Abr/07 | Out/07 | Abr/08 | |
| P1 | 94 | 114.5 | 107.5 | 90 | 106 | 91.2 | 92 | 123 | torneira |
| P2 | 24 | 36.5 | 30.4 | 28 | 156 | 121.5 | 139.9 | 130 | 17 |
| P3 | 136 | - | - | - | 8.9 | - | - | - | |
| P4 | 102 | 140.4 | 101.5 | 104 | 111 | 139.6 | 138 | 88.7 | 7 |
| P5 * | 106 | 102 | 119 | 95 | 118 | 115 | 125 | 140 | torneira |
| P6 | 107 | 106 | 97.6 | 81 | 129 | 158.6 | 146.9 | 138 | 13 |
| P7 | 87 | 95 | 83.6 | 73 | 93 | 103 | 87.9 | 96.6 | torneira |
| P8 | 191 | 265 | 227 | 179 | 141 | 200 | 1.19 | 142 | 15 |
| P9 | 135 | 116 | 128 | 135 | 184 | 149 | 175 | 134 | torneira |
| P11 | 24 | 27.5 | 0.19 | <10 | 48 | 48.5 | 42.3 | 34 | 20 |
| P12 | 24.3 | - | - | - | 85.3 | - | - | - | 30 |
| P13 | - | - | - | - | - | - | - | - | 38 |
| P14 | 189 | - | - | - | 155 | - | - | - | 33 |
| P15 | 190 | 167 | 0 | 119 | 156 | 152 | 129 | 136 | 10 |
| P16 | 133 | 138 | 147 | 118 | 128 | 120 | 121 | 149 | 8 |
| P17 | 135 | 172 | 165 | 168 | 118 | 213 | 198.5 | 355 | 9 |
| P18 | 191 | 211 | 153 | 173 | 221 | 233 | 185 | 160 | torneira |
| P19 | 69 | 77 | 69.7 | 50 | 161 | 156 | 167 | 102 | 12 |
| P20 * | 11.5 | - | 99 | 66 | 156 | - | 177 | 118 | - |
| P21 | 126 | 112 | 101 | 85 | 195 | 174 | 186 | 121 | 18 |
| P22 | 143 | - | 146 | 111 | 119 | - | 126 | 135 | 22 |
| P23 | 278 | 283 | 232 | 203 | 292 | 313 | 283 | 202 | 14 |
| P24 | 144 | 132 | 156 | 139 | 104 | 108 | 89.8 | 162 | torneira |
| P25 | 76 | 164 | 165 | 143 | 25 | - | 48 | 169 | torneira |
| P26 | 216 | 196 | 147 | 139 | 117 | 120 | 148 | 136 | torneira |
| P27 | 186 | 134 | 180 | 147 | 108 | 87 | 106 | 144 | torneira |
| P28 * | 113 | 104 | 109 | 95 | 99.5 | 93 | 101 | 126 | torneira |
| P29 | 112 | 100 | 104 | 90 | 47 | 49.9 | 53 | 130 | 30 |
| P30 | 109 | 91.2 | 111 | 94 | 43 | 41 | 47.4 | 136 | torneira |
| P31 | 56 | 61.5 | 63 | 58 | 42 | 48.5 | 43 | 120 | 30 |
| P32 | 55 | - | - | - | 82 | - | - | - | |
| P33 | 240 | - | - | - | 219 | - | - | - | |
| P34 | 130 | - | 140 | 91 | 138 | - | 130 | 153 | 15 |
| P34A * | 32 | - | - | - | 84 | - | - | - | torneira |
| P35 | 15.3 | 53 | 3.6 | <10 | 15 | 105 | 115 | 120 | 22 |
| P36 | 47 | 43.7 | 51.8 | 50 | 42 | 32.3 | 35.2 | 74.4 | torneira |
| P37 | 69 | 73.8 | - | 82 | 138 | 119 | - | 124 | 11 |
| P37A | 75 | 74.9 | 70.6 | - | 238 | 111 | 112 | - | torneira |
| P38 | 18 | 21 | 8.47 | 21 | 33 | 37.7 | 30.3 | 81.3 | torneira |
| P39 | 185 | 234 | 223 | 192 | 276 | - | 270 | 277 | 8 |
| P40 | 264 | 246 | 237 | 188 | 244 | - | 211 | 192 | 6 |
| P41 | 440 | 421 | 330 | 380 | 338 | - | 252 | 310 | torneira |
| P42 | 330 | 361 | 348 | 302 | 277 | - | 250 | 302 | torneira |
| P43 | 15 | 12.9 | 14.8 | 187 | 33 | - | 28.3 | 114 | 4 |
| P44 | 88 | 89 | 75.7 | 82 | 117 | - | 96 | 182 | 8 |
| P45 | 208 | - | 171 | 126 | 226 | - | 180 | 258 | 7 |
| P46 | 292 | 309 | 231 | 284 | 260 | - | 205 | 299 | 11 |
| P47 | - | 137 | 127 | 119 | - | - | 42 | 176 | 18 |
| P48 | - | 69.7 | 107 | 53 | - | - | 38 | 158 | 12 |
| P48A | - | - | - | - | - | - | - | - | torneira |
| P49 | - | 124 | 99 | 111 | - | - | 133 | 208 | torneira |
| P50 | - | 33 | 21 | 30 | - | - | 93 | 116 | torneira |
| P51 | - | 20 | 9.2 | 22 | - | - | 46.2 | 97.6 | 12 |
| P52 | - | 145 | 123 | 122 | - | - | 95 | 119 | torneira |
| P53 | - | 75 | 77.5 | 84 | - | - | 182 | 107 | 5 |
| P54 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| P55 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| P56 | - | 232 | 203 | 205 | - | - | 120 | 102 | 11 |
| P57 | - | 185 | 154 | 142 | - | - | 111 | 167 | 10 |
| P58 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| P59 | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 |
| P60 | - | 280 | 205 | 336 | - | - | 160 | 296 | torneira |
| LNEC1** | 36 | 10.7 | 14.8 | <10 | 45 | 36.3 | 41.6 | 29.3 | 10 |
| LNEC2** | 23 | 24.5 | 53.7 | 17 | 38 | 48 | 67.9 | 51.2 | 18 |
| LNEC3** | 16 | 3.2 | 4.77 | <10 | 41 | 114.5 | 54.6 | 167 | 30 |
| LNEC4** | - | 90.4 | 80.8 | 85 | - | 87.3 | 50.6 | 151 | 16 |
| LNEC5** | - | 38.7 | 139 | 33 | - | 85.2 | 64.8 | 143 | 30 |
| LNEC6* | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Rio Seco | - | - | - | <10 | - | - | - | 34.5 | - |

* Furo

** Piezómetros

Quadro 4.6 – Parâmetros estatísticos calculados para caracterização hidrogeoquímica das águas subterrâneas da área de estudo

| | Parâmetros <i>in situ</i> | | | | Alc. (mg/L) | D.T. (mg/L) | Catiões maiores | | | | Aniões maiores | | | |
|--------------------------------------|---------------------------|------|------------|---------|-------------|-------------|-----------------|-----------|----------|-----------|-------------------------|-----------|------------------------|------------------------|
| | C.E. (us/cm) | pH | Temp. (°C) | Eh (mV) | | | Ca (mg/L) | Na (mg/L) | K (mg/L) | Mg (mg/L) | HCO ₃ (mg/L) | Cl (mg/L) | NO ₃ (mg/L) | SO ₄ (mg/L) |
| Campanha de Set./Out 2006 (a) | | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 630 | 4,86 | 18,30 | 190 | - | - | - | 6 | 0 | - | - | 40 | 12 | 9 |
| Média | 1317 | 7,02 | 21,73 | 319 | - | - | - | 89 | 3 | - | - | 111 | 124 | 130 |
| Máximo | 2550 | 7,97 | 29,30 | 448 | - | - | - | 206 | 24 | - | - | 177 | 440 | 338 |
| Mediana | 1238 | 7,18 | 21,30 | 316 | - | - | - | 86 | 2 | - | - | 111 | 109 | 118 |
| Q25 | 630 | 4,86 | 18,30 | 190 | - | - | - | 6 | 0 | - | - | 40 | 12 | 9 |
| Q75 | 1408 | 7,41 | 22,50 | 350 | - | - | - | 98 | 4 | - | - | 131 | 186 | 161 |
| σ | 430 | 0,60 | 2,06 | 55 | - | - | - | 41 | 5 | - | - | 30 | 93 | 82 |
| Campanha de Abr. 2007 (b) | | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 670 | 4,68 | 14,70 | 67 | 2 | 198 | 36 | 31 | 1 | 0 | 2 | 49 | 3 | 29 |
| Média | 1315 | 6,99 | 18,81 | 305 | 202 | 458 | 134 | 91 | 6 | 30 | 246 | 119 | 128 | 129 |
| Máximo | 2540 | 8,05 | 23,90 | 395 | 332 | 1046 | 290 | 245 | 16 | 78 | 405 | 190 | 421 | 313 |
| Mediana | 1241 | 7,16 | 18,85 | 314 | 220 | 434 | 124 | 77 | 5 | 28 | 268 | 118 | 106 | 115 |
| Q25 | 670 | 4,68 | 14,70 | 67 | 2 | 198 | 36 | 31 | 1 | 0 | 2 | 49 | 3 | 29 |
| Q75 | 1471 | 7,25 | 20,18 | 349 | 254 | 517 | 155 | 106 | 7 | 36 | 309 | 135 | 170 | 158 |
| σ | 442 | 0,60 | 1,83 | 62 | 77 | 156 | 58 | 46 | 4 | 13 | 94 | 30 | 95 | 72 |
| Campanha de Out. 2007 (c) | | | | | | | | | | | | | | |
| Mínimo | 433 | 4,47 | 18,80 | 126 | 19 | 122 | 21 | 24 | 1 | 3 | 23 | 21 | 0 | 1 |
| Média | 1316 | 7,05 | 21,29 | 308 | 212 | 477 | 138 | 94 | 6 | 32 | 259 | 124 | 120 | 118 |
| Máximo | 2400 | 7,86 | 26,00 | 408 | 635 | 910 | 306 | 209 | 17 | 91 | 775 | 243 | 348 | 283 |
| Mediana | 1247 | 7,23 | 21,00 | 306 | 219 | 470 | 131 | 84 | 4 | 31 | 267 | 123 | 109 | 114 |
| Q25 | 433 | 4,47 | 18,80 | 126 | 19 | 122 | 21 | 24 | 1 | 3 | 23 | 21 | 0 | 1 |
| Q75 | 1568 | 7,38 | 21,88 | 354 | 259 | 562 | 171 | 113 | 8 | 38 | 316 | 138 | 156 | 165 |
| σ | 439 | 0,60 | 1,66 | 53 | 104 | 165 | 60 | 40 | 4 | 14 | 127 | 40 | 78 | 68 |

(a) Total de amostras 49 (49 para parâmetros *in situ* + 49 para análise química)
 (b) Total de amostras 52 (52 para parâmetros *in situ* + 51 para análise química)
 (c) Total de amostras 54 (54 para parâmetros *in situ* + 54 para análise química)
 C.E. = Condutividade eléctrica
 Alc. = Alcalinidade

Eh = Potencial redox
 D.T. = Dureza total
 Q25 = Quartil 25%
 Q75 = Quartil 75%
 σ = Desvio padrão

3) A análise de Outubro/2006-07 revelou que, em 60% dos pontos monitorizados (num universo de 35 pontos) o NO₃ desceu em média 25 mg/L e subiu nos restantes 40%, em média 21 mg/L. O balanço interanual, estimado com base nos valores médios, resultou numa descida de 6,6 mg/L de NO₃. A esta descida, se não forem considerados fenómenos de retardação, corresponderia uma carga de N que não entrou no sistema de 112 toneladas e/ou a uma maior diluição da água.

4) Também a análise de Abril/2007-08 revelou que, em 79% dos pontos monitorizados (num universo de 47 pontos), o NO₃ desceu em média 27 mg/L e subiu nos restantes, em média 30 mg/L.

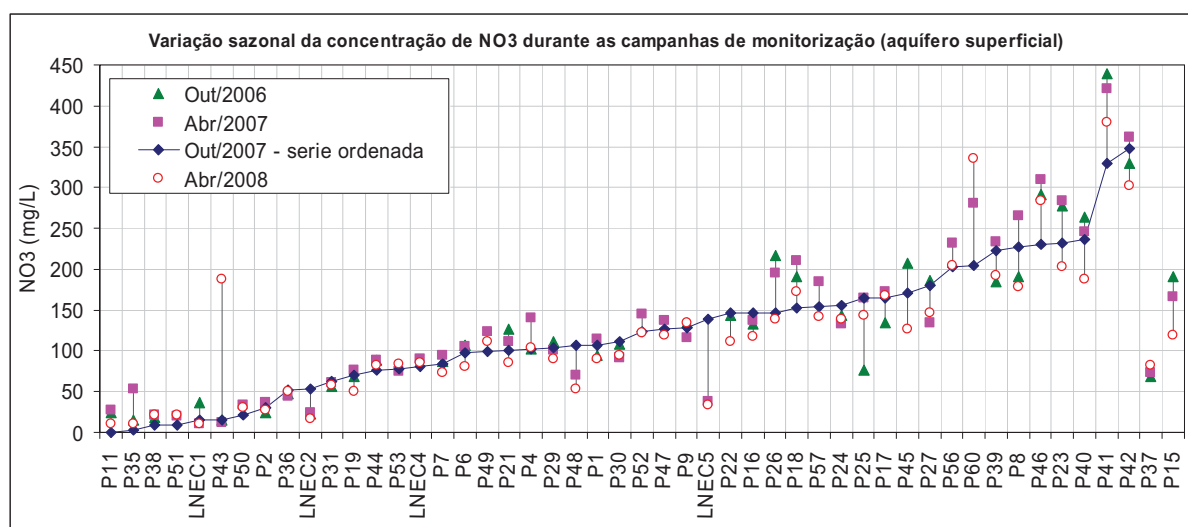


Figura 4.20 – Variação sazonal da concentração de NO₃ nos pontos de água amostrados (aquífero superficial)

Relativamente à distribuição espacial da concentração de NO_3 foram elaborados os mapas da Figura 4.21 à Figura 4.24, respectivamente para os valores obtidos em cada campanha de monitorização. Em termos de localização espacial, a zona mais poluída localiza-se a SW da área de estudo, junto às povoações de Vale da Amoreira, Garganta, Rio Seco e Areal Gordo, com concentrações máximas da ordem dos 400 mg/L de NO_3 . As zonas menos poluídas, com concentrações entre 0-100 mg/L situam-se em três locais específicos da área de estudo, que se passam a referir, fazendo a respectiva correspondência para a ocupação do solo existente, de acordo com o Mapa *Corine Land Cover* (CNIG, 2000):

1) A Norte da área, numa zona envolvente do leito do rio Seco, em Carreiros, que coincide com uma ocupação do solo por pomares de citrinos.

2) Junto ao limite Sul da área, novamente numa zona em torno do rio Seco, próxima da linha ferroviária, que coincide como uma ocupação agrícola por sistemas culturais e parcelares complexos.

3) A Este da área, numa zona que coincide parcialmente com a área de implantação dos estaleiros do Areal Gordo.

A restante área possui uma gama de variação de 100-200 mg/L e coincide com a ocupação do solo designada de “pomares”, “sistemas culturais e parcelares complexos” e “zonas de utilização agrícola fora do perímetro de rega”, de acordo com o Mapa *Corine Land Cover*.

Foi ainda analisada a variação sazonal da concentração de NO_3 medida em furos, representativa do aquífero confinado, sem existir uma mistura de água com o aquífero superficial, que é, neste caso, o que se regista nos poços com furo. Os furos P5 e P20 situam-se próximo de poços (P6 e P21). A proximidade das concentrações de NO_3 medidas parece indicar novamente a possibilidade de mistura de água com o aquífero superior, por deficiente isolamento das camadas aquíferas no furo. Pelo contrário, o furo P28, situa-se próximo dos poços P31, P29 e P30; o 1º aberto no aquífero superficial, com concentrações mais baixas, e os dois seguintes, intersectam o aquífero confinado e possuem concentrações muito próximas das do furo. Neste local, a NE da área de estudo, o aquífero confinado parece estar ligeiramente mais poluído do que o aquífero superior, mas seria necessário um ponto de observação mais próximo do furo P28 para confirmar esta tendência. O que se prevê é que as concentrações em ambos os aquíferos sejam próximas, nos locais onde existe a referida mistura de água, e normalmente, mais elevadas no aquífero superficial.

Por fim, avaliou-se a variação da área poluída em 3 campanhas e para cada classe de NO_3 , nomeadamente: 0-50, 50-100, 100-200, 200-300 e 300-400 mg/L, de acordo com os resultados projectados nos mapas referidos (Figura 4.21, Figura 4.22 e Figura 4.23). Os valores apresentados no Quadro 4.7 mostram que, apesar de serem pequenas as variações estimadas em cada classe, algumas considerações podem ser retiradas. A área com concentração <50 mg/L, que se pode declarar como não poluída, teve o valor mais baixo (2.1%) no fim da estação húmida de 2007. Do mesmo modo, também a área poluída com uma concentração >50 mg/L e >100 mg/L foi mais elevada nesta mesma altura, mostrando mais uma vez a influência da sazonalidade no arraste do azoto existe no solo. Nota-se ainda uma descida ligeira nestas mesmas classes de variação de concentração após a estação seca seguinte. Para esta descida terá contribuído a redução

da área poluída onde se detectaram as concentrações mais elevadas, em cerca de 6% para a classe 200-300 mg/L e 2.6% para a classe 300-400 mg/L.

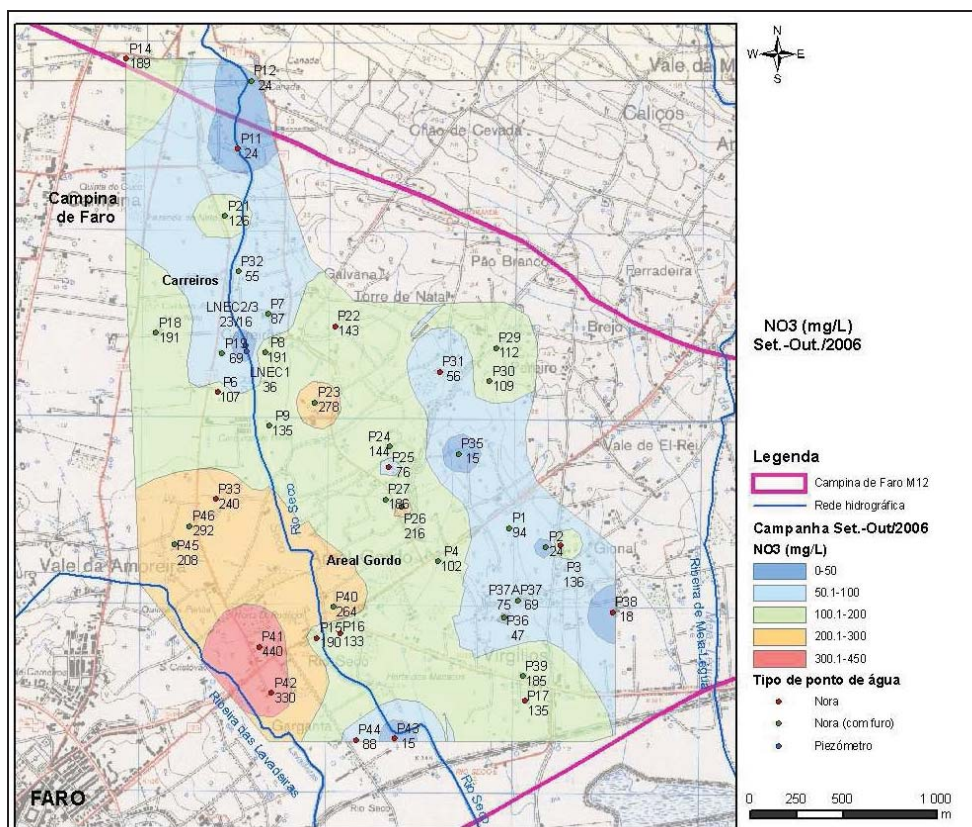


Figura 4.21 – Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Setembro/Outubro de 2006

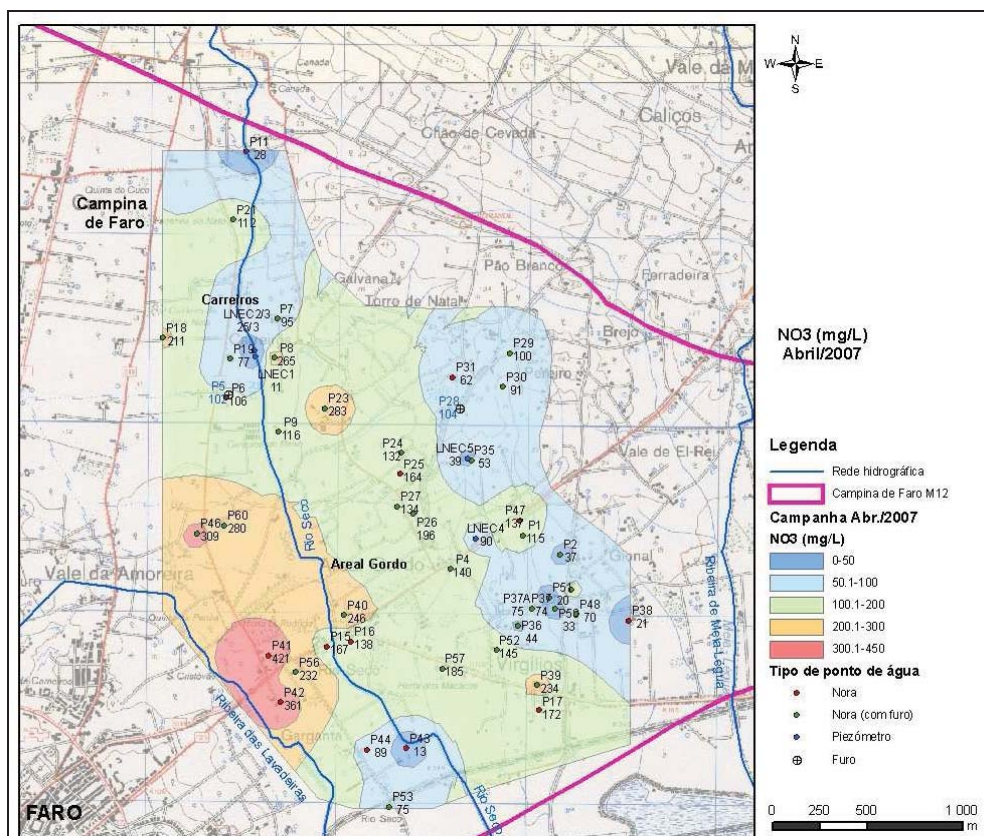


Figura 4.22 – Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Abril de 2007

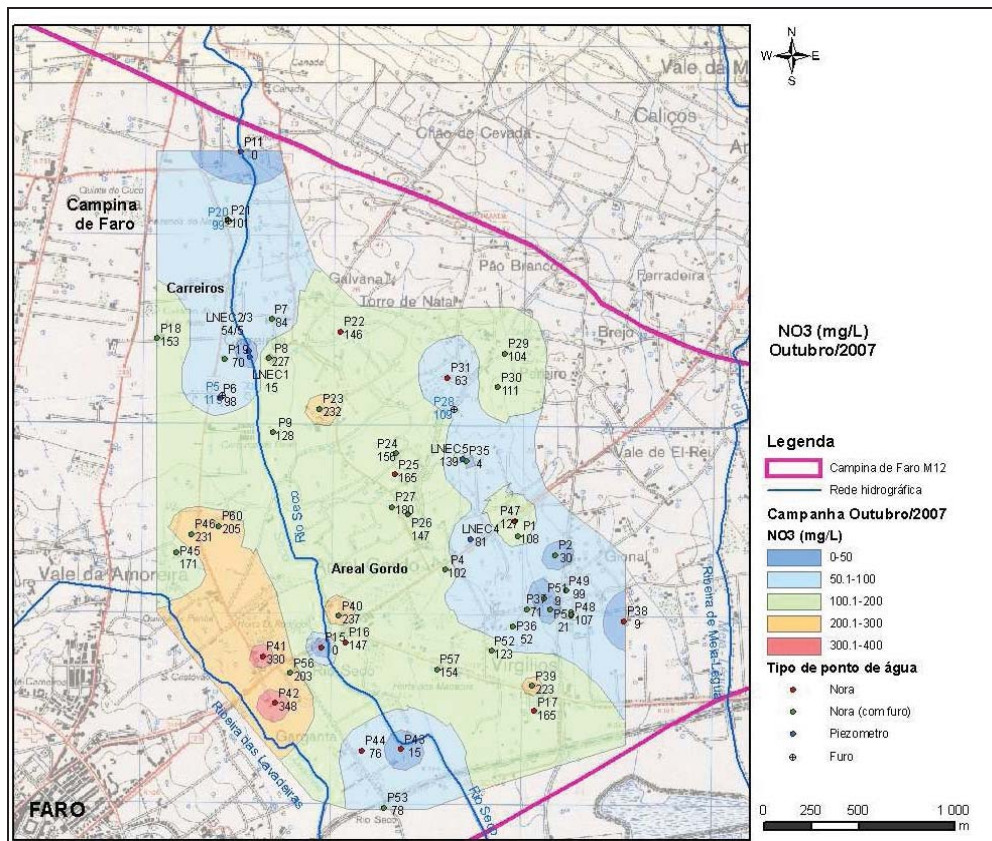


Figura 4.23 – Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Outubro de 2007

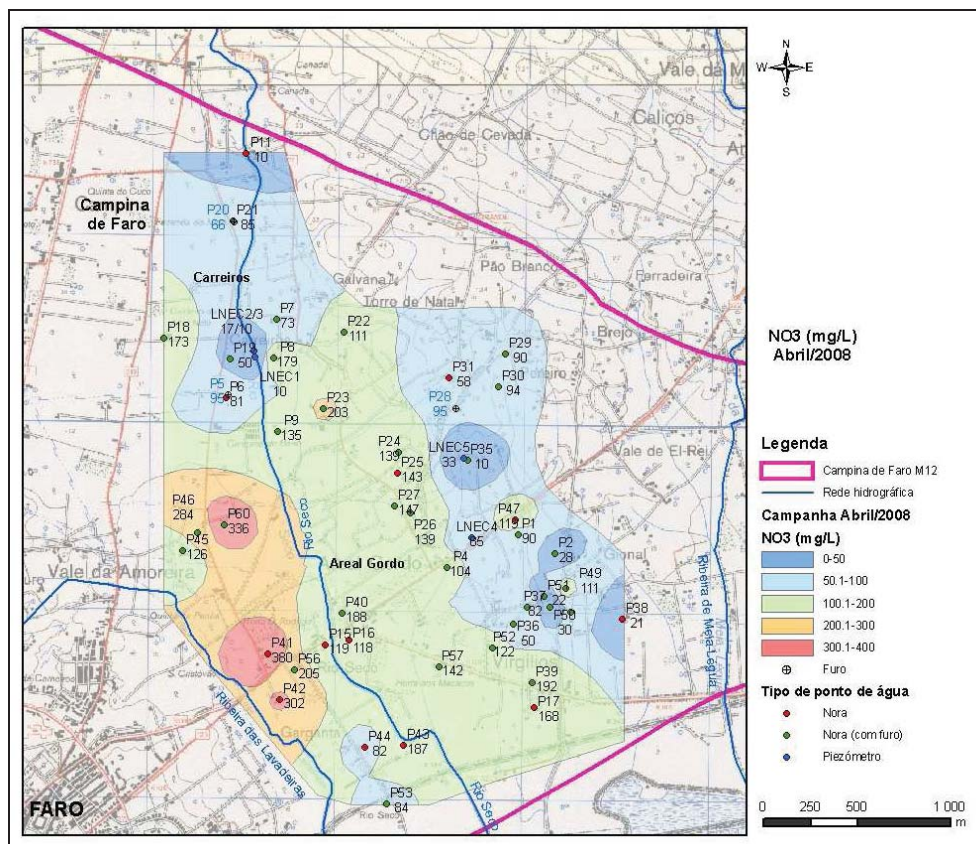


Figura 4.24 - Distribuição espacial da concentração de nitratos de acordo com os valores obtidos durante a campanha de monitorização de Abril de 2008

Quadro 4.7 - Evolução da área poluída na Campina de Faro nas três campanhas de monitorização de qualidade da água

| Concentração de NO ₃ | % da área calculada | | |
|------------------------------------|-------------------------------|---------------------|------------------------|
| | Campanha Set./Out 2006 (a) | Campanha Abril/2007 | Campanha Outubro/ 2007 |
| <50 mg/L | 4,3 (4,03) | 2,1 | 3,2 |
| 50-100 mg/L | 30,8 (29,15) | 29,3 | 31,9 |
| 100-200 mg/L | 46,8 (44,32) | 50,2 | 55,1 |
| 200-300 mg/L | 14,9 (14,09) | 15,2 | 9,2 |
| 300-450 mg/L | 3,3 (3,10) | 3,2 | 0,6 |
| Área total (km²) | 6,36 | 6,04 | 6,04 |
| Área >50 mg/L | 90,7 | 97,9 | 96,8 |
| Área >100 mg/L | 61,5 | 68,5 | 64,9 |

(a) As áreas calculadas inicialmente para esta campanha foram reduzidas em 5,3% para poderem ser comparáveis com as duas campanhas seguintes, que têm a mesma área total analisada. Entre parêntesis apresentam-se os valores das áreas corrigidos para a relação entre as áreas entre esta campanha e as seguintes.

4.5 Quantificação das reservas poluídas no aquífero superficial

As reservas poluídas do aquífero superficial foram quantificadas no âmbito da realização de uma das tarefas do Projecto Gabardine, tendo a metodologia utilizada e os resultados fornecidos sido apresentados no *Deliverable* D24 (Lobo-Ferreira *et al.*, 2007a).

A metodologia utilizada por Lobo-Ferreira *et al.* (2007a) considera dois cenários possíveis no que se refere ao volume de água poluído no aquífero superficial da Campina de Faro e estima o volume de água necessário para diluir a concentração de NO₃ estimada. O tratamento da informação foi realizado em ARCMAP, com coberturas convertidas para uma malha com células de 10 por 10 m.

O cenário A corresponde à quantificação do volume de água poluído⁴ por NO₃, com base nos valores registados na campanha de Setembro de 2006 e à estimativa do volume de água necessário injectar no aquífero, para o cumprimento da Directiva-Quadro da Água.

O cenário B, considera os efeitos da implementação do Programa de Acção para a Campina de Faro (Portaria n.º 591/2003, de 18 de Julho, revoga a Portaria n.º 704/2001, de 11 de Julho), que visa a redução da concentração de NO₃ nas águas subterrâneas, implementado como resultado da declaração da Campina de Faro como Zona Vulnerável (ZVF) (Portaria n.º 1100/2004, de 3 de Setembro, revoga a Portaria n.º 258/2003, de 19 de Março), pela aplicação da Directiva dos Nitratos (Directiva do Conselho n.º 91/676/CEE, de 12 de Dezembro de 1991, transposta para a ordem jurídica interna através do Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro).

A quantificação do volume de água poluída no aquífero superficial consistiu em avaliar, de forma sequencial, cada uma das seguintes variáveis que se listam em seguida:

- 1) Determinar a espessura média saturada do aquífero freático (38 m)

A profundidade da base do aquífero freático foi determinada com base na informação de colunas litológicas; a profundidade do nível da água corresponde aos registos efectuados nos pontos de monitorização na campanha de Setembro/2006. Para a análise foi considerado um valor médio de espessura saturada obtida para a área em estudo.

⁴ Considera-se volume de água poluído se a concentração de NO₃ for superior ao Valor Paramétrico (VP) referido no Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, de 50 mg/L.

- 2) Determinar a área de zona de estudo (6,5 Km²)
- 3) Considerar um valor de porosidade média de 30%
- 4) Quantificar o volume de água em cada célula do ARCMAP ($10 \times 10 \times 38 \times 0,3 = 1140 \text{ m}^3$)
- 5) Estimar a quantidade de NO₃ por cada célula, com base nos registos de concentração da campanha de Setembro/2006; estimado um valor médio de 1,41 Kg/m²; obteve-se 130 mg/L de concentração média.
- 6) Estimar o volume de água poluído ($6,5 \times 10^6 \times 38 \times 0,3 = 75 \times 10^6 \text{ m}^3$), assumindo uma distribuição homogénea da poluição em toda a espessura do aquífero.
- 7) Estimar a quantidade de NO₃ e N para a área analisada ($9,6 \times 10^6 \text{ Kg} = 9692$ toneladas NO₃ = 2188 toneladas N).

Uma vez que a aplicação da Directiva-Quadro da Água refere um valor máximo de 50 mg/L de NO₃ nas águas subterrâneas, o volume de água estimado em $75 \times 10^6 \text{ m}^3$, como tendo uma concentração média de NO₃ de 130 mg/L, deveria ser diluído em $120 \times 10^6 \text{ m}^3$ correspondendo ao volume de água a injectar no aquífero para o cumprimento da Directiva (cenário A) (Lobo-Ferreira *et al.*, 2007a).

No caso do cenário B, assume-se que a actividade agrícola irá continuar na área de estudo, mas sujeita às imposições do Plano de Acção para a Campina de Faro. A análise efectuada estimou o incremento esperado de NO₃ nas águas subterrâneas se se aplicassem as quantidades máximas de azoto (N) admitidas. Segundo esta fonte, as principais ocupações agrícolas na área de estudo são hortícolas e pomares de citrinos. Nas hortícolas, a gama de variação da quantidade máxima de N a aplicar, varia entre 85 kg/ha (melancia) e 200 kg/ha (Melão e Tomate). No caso dos citrinos, a quantidade máxima de N a aplicar varia com a idade do pomar e o número de árvores, com máximo permitido de 200 kg/ha/ano. Este valor máximo correspondente à adição de 130 toneladas/ano de N, supondo uma ocupação agrícola de 100%. Se se considerar que apenas 30% de N se infiltra e atinge a zona saturada do aquífero, então a concentração de NO₃ na água subterrânea seria de 2,2 mg/L, correspondendo este valor apenas ao incremento anual devido às práticas agrícolas (considerando um volume de $75 \times 10^6 \text{ m}^3$, a relação do peso específico NO₃/N=4,43 e válidos os pressupostos referidos). Este valor corresponde apenas a 1,7% da actual concentração média de NO₃ nas águas subterrâneas (130 mg/L). Com este cenário seria necessário recarregar o aquífero com $122 \times 10^6 \text{ m}^3$ de água, por forma a ser compensado o incremento anual na concentração de NO₃ (Lobo-Ferreira *et al.*, 2007a).

Contudo, a análise deste cenário terá de incluir, também, uma componente natural de entrada de água, a partir da recarga, da infiltração do escoamento superficial no rio Seco e a partir dos afloramentos carbonatados que marcam o limite Norte do sistema. A recarga natural foi referida no Capítulo 3 (Secção 3.12), podendo variar entre $1,0 \times 10^6$ a $2,1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$. A infiltração proveniente a partir do rio Seco foi estimada em $0,24 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$ no Capítulo 3 (Secção 3.17). A quantificação do volume de entrada pelo limite Norte foi calculada através do resultado do balanço hídrico do modelo matemático desenvolvido na área de estudo em $2,82 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$ (Lobo-Ferreira *et al.*, 2006). Deste modo, as entradas para o sistema foram quantificadas em $4,0 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$.

A componente de saída de água do sistema é realizada essencialmente pelas extracções do aquífero e pela descarga para o mar. No Capítulo 3 (Secção 3.11) foram feitas

algumas considerações sobre as extracções, no entanto não são conhecidos os volumes extraídos para irrigação em cerca de uma centena de poços que existem na região. A estimativa mais plausível deverá ser superior a 2 hm³/ano. A descarga para o mar foi estimada como resultado da modelação matemática apresentada em Lobo-Ferreira *et al.* (2006) em 1,41×10⁶ m³/ano.

O resultado final do balanço hídrico é positivo que, num cenário mais optimista, deverá ser suficiente para manter as concentrações de NO₃ actuais. No entanto, a recarga artificial deverá ser considerada como uma forma simples e de fácil implementação, destinada a melhorar a qualidade da água subterrânea no aquífero superficial, que apenas com a implementação das medidas referidas no Plano de Acção não deverá sofrer as variações que se pretendem atingir para o cumprimento atempado da Directiva-Quadro. A viabilidade desta metodologia e as suas diferentes formas de implementação na área de estudo, incluindo o estudo e análise das fontes de água destinadas à recarga e sua quantificação, são os trabalhos fundamentais que se pretendem demonstrar nos Capítulos 6 e 7 da Tese.

CAPÍTULO 5

DESCRIÇÃO DAS EXPERIÊNCIAS DE RECARGA ARTIFICIAL REALIZADAS NO AQUÍFERO SUPERFICIAL DA CAMPINA DE FARO

5 DESCRIÇÃO DAS EXPERIÊNCIAS DE RECARGA ARTIFICIAL REALIZADAS NO AQUÍFERO SUPERFICIAL DA CAMPINA DE FARO

5.1 Introdução

Neste Capítulo descrevem-se os ensaios *in situ* de recarga artificial realizados na Campina de Faro e analisam-se os resultados obtidos. Assim, o Capítulo inicia-se com uma breve abordagem aos aspectos teóricos que caracterizam o escoamento no meio subterrâneo, essenciais para a compreensão e análise dos resultados obtidos. O principal objectivo destes ensaios foi avaliar o desempenho de diferentes metodologias de recarga artificial do aquífero superficial, em termos de taxas de infiltração, avaliar os efeitos da sua aplicação, em termos de qualidade da água subterrânea recorrendo a fontes de água alternativas, como o escoamento superficial, e determinar parâmetros hidráulicos do aquífero, designadamente permeabilidades e velocidades de escoamento no meio subterrâneo. A informação obtida, após a sua incorporação no modelo matemático de escoamento subterrâneo e de transporte, que será apresentado no Capítulo 6, permitirá obter uma perspectiva do desempenho destas metodologias de recarga numa escala maior, abrangendo a zona central da Campina de Faro, referida nos Capítulos iniciais como a zona onde a poluição causada pelas práticas agrícolas se concentra. A decisão a tomar será realizada com o auxílio de um modelo de decisão a desenvolver no Capítulo 7 em função de diferentes cenários e critérios seleccionados.

A realização de ensaios de campo numa escala intermédia possibilitou a obtenção de valores mais fiáveis, em termos de reprodução do meio, do que ensaios de laboratório ou mesmo ensaios numa escala pequena.

Os dois locais seleccionados para a implementação dos ensaios de recarga artificial localizam-se numa área central do sistema aquífero da Campina de Faro, o primeiro no leito do rio Seco, próximo da zona de Carreiros, e o segundo numa área a SE, próximo

da zona do Areal Gordo (ver Figura 5.1). A selecção do primeiro local estava dependente da proximidade da fonte de água que se pretendia utilizar para a recarga, nomeadamente o escoamento superficial no rio Seco, que atravessa a Campina de Faro no seu limite oriental. O rio Seco constitui o curso de água com volume de escoamento mais importante na zona de estudo, contudo apenas concentrado durante a estação húmida e após episódios intensos de precipitação. Por sua vez, a selecção do segundo local estava dependente das zonas de afloramento das formações arenosas na Campina de Faro, uma vez que apenas se tornaria viável a realização de recarga artificial, por infiltração à superfície do solo, neste tipo de formações mais permeáveis, em oposição às formações aluvionares que afloram numa parte importante da área de estudo.

Assim sendo, os ensaios de recarga artificial realizados recorreram à aplicação de dois tipos de técnicas de recarga vulgarmente utilizadas no caso de aquíferos freáticos, nomeadamente através de recarga em bacias de infiltração ou através de injeção directa, recorrendo a poços de grande diâmetro (vulgarmente referidos como noras) e recorrendo a um furo de médio diâmetro. A monitorização das águas subterrâneas foi realizada por intermédio de piezómetros (LNEC1, LNEC2, LNEC3, LNEC4 e LNEC5; ver Figura 5.1 com a sua localização), equipados com sensores multiparamétricos para registo contínuo de parâmetros de qualidade e variação de nível. A construção destas infra-estruturas e a implementação dos ensaios de recarga artificial foram realizadas no âmbito do Projecto Gabardine.

Parte dos resultados que se apresentam neste Capítulo foram publicados em Lobo-Ferreira *et al.* (2007a), Lobo-Ferreira *et al.* (2007b) e Diamantino *et al.* (2007).

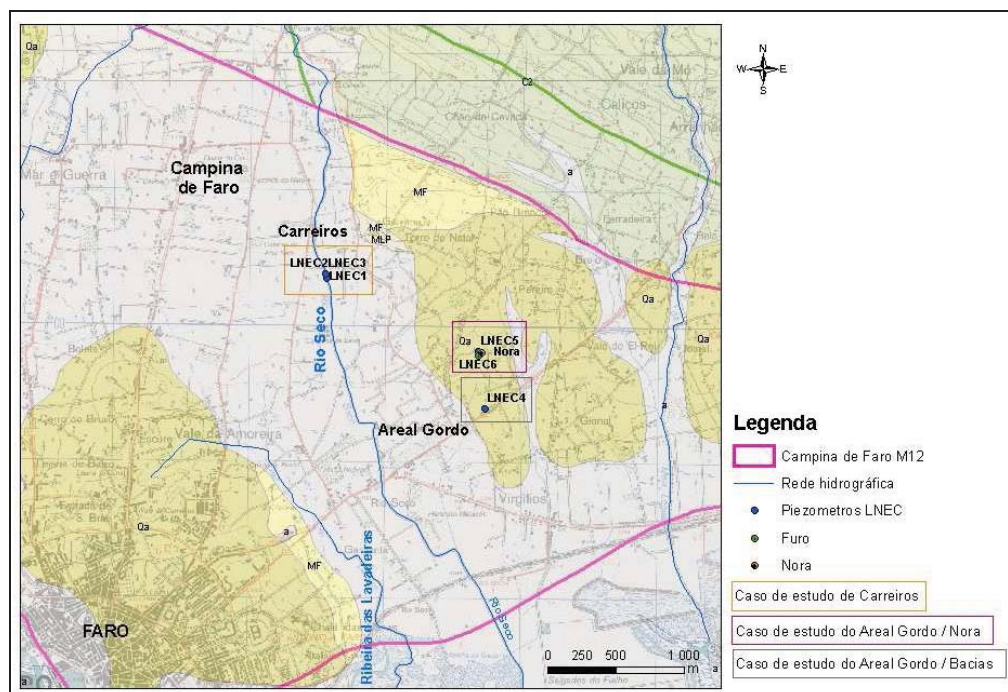


Figura 5.1 – Localização das áreas de estudo

5.2 Abordagem sobre formulação teórica

A abordagem sobre aspectos teóricos insere-se essencialmente sobre as expressões teóricas que traduzem o escoamento subterrâneo, utilizadas neste Capítulo para a determinação de taxas de infiltração e parâmetros hidráulicos característicos das

formações litológicas onde foram desenvolvidos os ensaios que são aqui descritos. Esta abordagem foi descrita anteriormente na Secção 2.7 do Capítulo 2.

A velocidade de escoamento de uma partícula de água (velocidade de Darcy - V_D e velocidade intersticial - V_i) e a condutividade hidráulica do meio saturado (K) foram determinadas pela Eq. 2.2, Eq. 2.3 e Eq. 2.4, respectivamente.

Para os cálculos efectuados utilizou-se, em vez do valor de porosidade eficaz (n_e) da Eq. 2.3, que não foi determinado, o valor de n_t determinado pelos ensaios laboratoriais (cf. Capítulo 4). Stephnes *et al.* (1997) projecta no gráfico da Figura 5.2 a relação existente entre a porosidade do meio e a dimensão das partículas, separando as duas componentes do armazenamento de água num solo (Eq. 2.5). Pode observar-se, por exemplo, no caso das areias, n_e tem valores altos, de 0,32 e S_r valores baixos, de 0,08, para um n_t de 0,40. Assim, para as areias, que é o tipo de litologia dominante na área de estudo, os valores de n_t e n_e não serão muito dispares, pelo que se assumiu que: $n_t \approx n_e$. No entanto, os valores da V_i e K determinados estão ligeiramente sobrestimados.

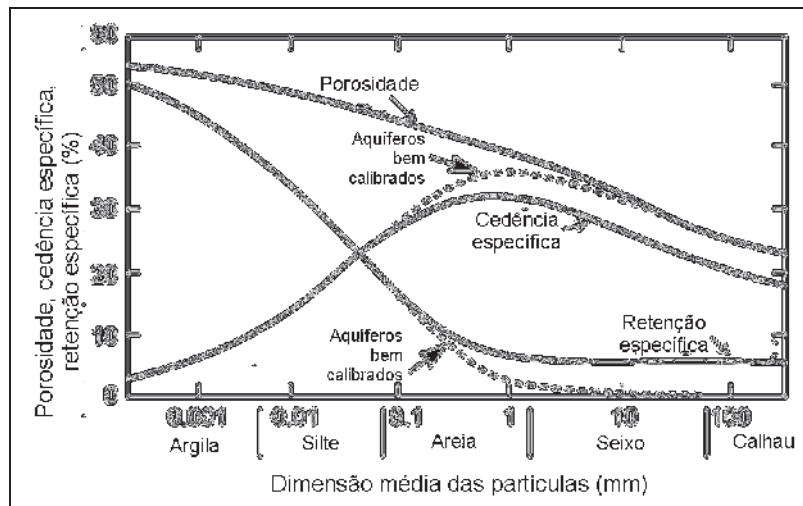


Figura 5.2 - Relação entre dimensão média das partículas e as propriedades do armazenamento das formações (Stephnes *et al.*, 1997)

5.3 Ensaios de recarga artificial no Areal Gordo

Na zona do Areal Gordo foram realizados ensaios de recarga artificial recorrendo a bacias de infiltração e à injeção de água num poço e num furo. Estes ensaios foram realizados no interior da propriedade da empresa de extracção de areias e pedras Areal Gordo, S.A. O objectivo destes ensaios, a metodologia seguida e os resultados obtidos apresentam-se de seguida.

5.3.1 Bacias de infiltração

Na zona do Areal Gordo as formações aflorantes são as areias e cascalheiras de Faro-Quateira. A descrição litológica deste local foi complementada com a informação proveniente de um piezómetro construído para a monitorização dos ensaios de recarga (LNEC4) cujo log se apresenta na Figura 5.3. A escavação permitiu confirmar com exactidão a espessura desta formação e das duas unidades litológicas subjacentes, ainda na zona não saturada do solo. O primeiro estrato litológico corresponde a areias

vermelhas grosseiras e tem cerca de 2 metros de espessura; o segundo estrato corresponde às areias acastanhadas, com cerca de 6 metros de espessura e sob este surgem as areias amarelas. O nível piezométrico encontra-se aos 11 metros de profundidade (Fev./2007). A profundidade do piezómetro LNEC4 atingiu os 23 metros, não tendo havido variação significativa na litologia correspondente à zona saturada (Figura 5.3).

A profundidade das três bacias de infiltração coincidiu com os estratos arenosos referidos. Assim, a 1ª bacia estava aberta no 1º estrato (2 metros de profundidade), a 2ª bacia no 2º estrato (6 metros de profundidade) e a 3ª bacia no 3º estrato (8 metros de profundidade). De salientar que, no caso da 1ª bacia, se beneficiou da existência de bacias de evaporação da água disponíveis no local e que as 2ª e 3ª bacias foram abertas no mesmo local, tendo primeiro sido feitos os ensaios de recarga na bacia mais superficial e após a sua conclusão procedeu-se à abertura e posterior realização dos ensaios na bacia mais profunda. Na última bacia foi também realizado um ensaio de traçador com cloreto de sódio.

5.3.1.1 Objectivos e metodologia

O principal objectivo consistiu na determinação, por ensaios *in situ*, das taxas de infiltração correspondentes a cada uma das camadas litológicas presentes no local. A realização de um ensaio de traçador numa das bacias permitiu inferir sobre os valores de permeabilidade nas zonas não saturada e saturada do solo. Esta informação foi complementada com ensaios laboratoriais em coluna de solo, realizados com amostras de solos indeformadas retiradas do fundo das bacias, tendo os resultados obtidos sido apresentados no Capítulo 4.

O equipamento de monitorização utilizado foi o seguinte: (1) escalas gráficas com 1 metro de altura para medição da altura da água nas bacias; (2) *diver* para registo com intervalos de 1 minuto da altura da água colocado no fundo da bacia; (3) sondas multiparamétricas (ref. Troll9500 da marca *InSitu Inc.*), equipadas com sensores para registo com intervalos de 1 minuto de nível piezométrico, parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, condutividade eléctrica, potencial redox (Eh), concentrações de nitratos (NO₃) e cloretos (Cl)); (4) sonda de medição manual da profundidade ao nível da água, para controlo dos níveis durante os ensaios; (5) barómetro para leituras da pressão atmosférica; (6) caudalímetro instalado no tubo de descarga de água proveniente do furo de extracção.

5.3.1.2 Descrição dos ensaios e resultados obtidos

A) Bacia de infiltração na 1ª camada litológica (areias vermelhas)

O ensaio de infiltração realizado na primeira bacia destinava-se a obter a capacidade de infiltração corresponde às areias vermelhas. No Areal Gordo existem diversas bacias de grandes dimensões (área≈1000 m²), pertencentes à indústria de extracção de areias aí localizada, que se destinam à descarga da água resultante da lavagem das areias e separação da componente fina, que acaba por se depositar no fundo da bacia. Quando a água evapora é feita a remoção da fracção fina depositada no fundo da bacia e o seu

aproveitamento para solos agrícolas. Estas bacias têm cerca de 2 metros de profundidade e na sua base afloram as areias vermelhas.

Numa destas bacias foi colocada durante sete dias uma escala gráfica para medição da descida do nível da água na bacia (Figura 5.3). A altura da água era de 60 cm no início do ensaio. A variação registada foi pouco significativa. Tendo em atenção a componente de evaporação da água, não quantificada, que não é de desprezar numa bacia com uma grande dimensão, não foi possível diferenciar as duas componentes, pelo que se considerou neste horizonte uma taxa de infiltração muito baixa, não quantificada com exactidão.



Figura 5.3 – Coluna litológica do piezómetro LNEC4 e sua relação com o perfil vertical dos estratos litológicos na zona não saturada, no Areal Gordo. Pormenor da bacia de infiltração nas areias vermelhas (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

B) Bacia de infiltração na 2ª camada litológica (areias acastanhadas)

A bacia de infiltração escavada nas areias acastanhadas ficou com uma área (de fundo) de 80 m². Na Figura 5.4 pode observar-se em fotografia aérea o local de implantação da bacia e a localização do piezómetro LNEC4, 4 metros para SE. A Figura 5.5 mostra alguns pormenores da bacia, antes e durante o ensaio de infiltração. A água utilizada no ensaio de recarga foi extraída de um furo de captação no aquífero confinado, a mais de 100 metros de profundidade. Este furo localiza-se a cerca de 150 metros, a Norte do piezómetro LNEC4, de modo que, supõe-se que a bombagem não interferia com o aquífero freático. O ensaio durou três dias, iniciando-se no dia 13/02 às 9h:25m com o enchimento da bacia, utilizando-se um caudal de enchimento de cerca de 15,8 m³/h. O enchimento da bacia até aos 80 cm de altura de água demorou cerca de quatro horas, tendo-se reduzido o caudal para 2 m³/h de forma que não fosse excedida a altura de água de um metro. No 2º dia o caudal de enchimento foi reduzido para 1,56 m³/h e no 3º dia para 0,15 m³/h. O ensaio terminou no dia 16/02 às 12:00h, mas a bacia ainda teve água durante 10 dias.

O objectivo inicial do ensaio era manter o nível de água constante na bacia durante três dias com um metro de altura e, registar com um caudalímetro, o volume de água descarregado para a bacia. Deste modo, o volume de água adicionado à bacia

corresponderia ao volume infiltrado. Na prática, algumas modificações tiveram que ser realizadas ao procedimento inicialmente programado. Uma dessas modificações foi a necessidade de interromper a descarga de água para a bacia durante a noite, pelo que se procedeu durante este período de tempo ao registo da variação da altura da água na bacia para cálculo da taxa de infiltração. O caudal era repostado no dia seguinte tendo em consideração o volume de água infiltrado durante a noite. O registo da variação da altura de água era feito pela observação visual da escala graduada colocada na bacia. Os valores para o volume de água infiltrado foram subestimados no 2º dia e sobrestimados no 3º dia do ensaio.



Figura 5.4 – Localização da zona de implantação das bacias de infiltração (2ª e 3ª) e piezómetro de monitorização LNEC4 no Areal Gordo (mapa retirado do Google Earth)



Figura 5.5 – Bacia de infiltração na 2ª camada litológica, antes e após o seu enchimento. Pormenor do piezómetro LNEC4 durante o registo manual da profundidade do nível da água

B.1) Análises dos resultados obtidos (quantidade)

A análise dos resultados obtidos através do registo contínuo da altura da água fornecido pela sonda colocada na bacia (Figura 5.6 e Figura 5.7) permitiu estimar, de forma mais rigorosa, os volumes de água que se infiltraram, sem reposição de água na bacia (durante a noite) e durante os períodos de reposição de água (durante o dia). Na Figura 5.7 representam-se alturas de água na bacia separadamente para cada dia do ensaio. No Quadro 5.1 apresentam-se os valores através dos quais se estimou o volume de água infiltrado e a taxa de infiltração para cada ensaio (designados por 1º, 2º e 3º ensaio) e no Quadro 5.2 os valores através dos quais se estimou o volume de água infiltrado e a taxa de infiltração durante os períodos de enchimento inicial e seguintes (designados por 4º, 5º, 6º e 7º ensaio), conhecendo o volume de água colocado na bacia durante os respectivos períodos. As taxas de infiltração aumentaram com o decorrer dos ensaios e foram de 0,04, 0,08 e 0,22 m/d, com um valor médio de 0,12 m/d. As taxas de

infiltração determinadas durante os períodos de enchimento variaram entre 0,18 e 0,09 m/d, com um valor médio de 0,13 m/d. Obtiveram-se valores médios semelhantes nas duas estimativas realizadas. Uma terceira estimativa, menos rigorosa, foi feita considerando que entre o início e o fim do ensaio decorreram 63,5 horas, atingindo-se a mesma altura de água na bacia de 83,3 cm no início e no fim, e que durante este período de tempo foi colocado um volume de água de 26,41 m³. A taxa de infiltração assim estimada foi também um valor muito semelhante, de 0,12 m/d. Não foi possível estabelecer uma relação entre a altura da água na bacia e o respectivo valor da taxa de infiltração calculado, por não existir informação suficiente.

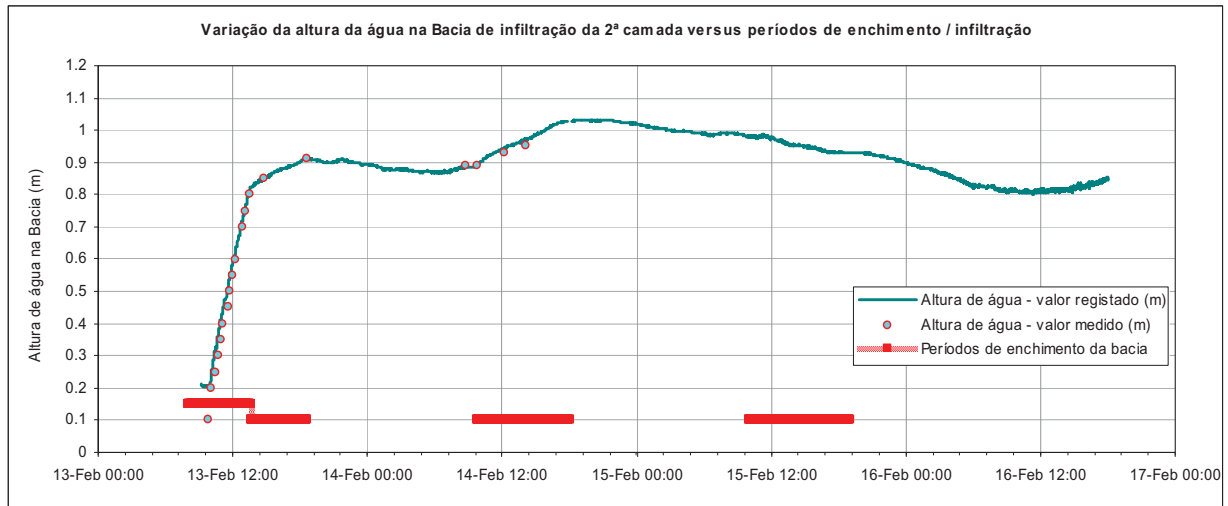


Figura 5.6 – Variação da altura da água na bacia de infiltração na 2ª camada litológica, durante o ensaio de recarga de três dias (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

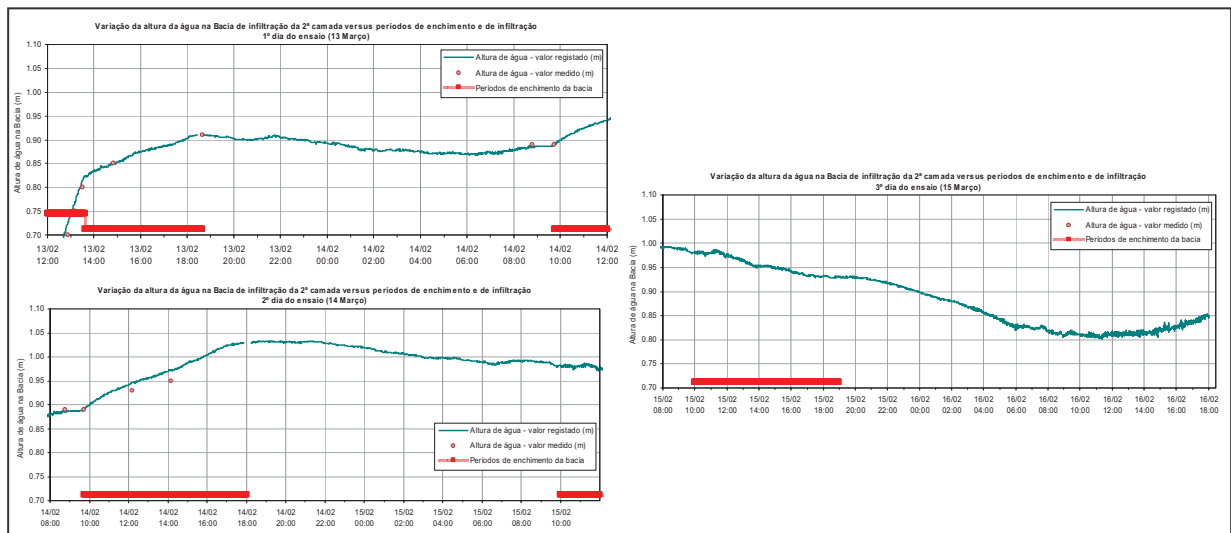


Figura 5.7 – Variação da altura da água na bacia de infiltração na 2ª camada, separadamente para cada um dos três dias do ensaio de recarga

Quadro 5.1 - Quantificação do volume de água infiltrado e taxa de infiltração para cada ensaio de recarga na bacia da 2ª camada

| Ref. Ensaio | Hora | H (m) | ΔH (m) | ΔT (s) | H no início (m) | Volume de água na bacia (m ³) | Volume de água infiltrado (m ³) | Taxa de infiltração (m/d) |
|-------------|-------------|-------|----------------|----------------|-----------------|---|---|---------------------------|
| 1º Ensaio | 13/02 18:26 | 0,910 | 0,026 | 51720 | 0,910 | 72,80 | 2,08 | 0,04 |
| | 14/02 08:48 | 0,884 | | | | | | |
| 2º Ensaio | 14/02 17:52 | 1,029 | 0,050 | 51660 | 1,029 | 82,32 | 4,00 | 0,08 |
| | 15/02 09:52 | 0,979 | | | | | | |

Capítulo 5 – Descrição das experiências de recarga artificial realizadas na Campina de Faro

| Ref. Ensaio | Hora | H (m) | ΔH (m) | ΔT (s) | H no início (m) | Volume de água na bacia (m ³) | Volume de água infiltrado (m ³) | Taxa de infiltração (m/d) |
|--------------|-------------|-------|----------------|----------------|-----------------|---|---|---------------------------|
| 3º Ensaio | 15/02 19:00 | 0,930 | 0,104 | 40380 | 0,930 | 74,40 | 8,32 | 0,22 |
| | 16/02 06:13 | 0,826 | | 11,22 h | | | | |
| MÉDIA | | | | | 0,956 | 76,51 | 4,80 | 0,117 |

H (m) – altura de água na bacia

ΔH (m) – variação da altura de água na bacia

ΔT (s) – Intervalo de tempo

Quadro 5.2 – Parâmetros medidos durante os períodos de enchimento. Quantificação do volume de água infiltrado e taxa de infiltração para cada ensaio de enchimento da bacia.

| Ref. Ensaio | Dia/Hora | H (m) | ΔH (m) | ΔT (s) | H inicial (m) | Vc inicial (m ³) | Vc adicionado (m ³) | Vr adicionado (m ³) | Vinf. durante o enchimento (m ³) | Taxa de infiltração (m/d) |
|--------------|-------------|-------|----------------|----------------|---------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--|---------------------------|
| 4º Ensaio | 13/03 09:25 | 0 | 0,824 | 15060 | 0 | 0 | 65,92 | ≈ 65,89 ^(a) | n.d. | n.d. |
| | 13/03 13:36 | 0,824 | | 4,18 h | | | | | | |
| 5º Ensaio | 13/02 13:36 | 0,824 | 0,086 | 17400 | 0,824 | 65,92 | 6,88 | 9,83 | 2,95 | 0,18 |
| | 13/02 18:26 | 0,910 | | 4,83 h | | | | | | |
| 6º Ensaio | 14/02 09:44 | 0,889 | 0,140 | 35220 | 0,889 | 71,12 | 11,2 | 15,23 | 4,03 | 0,12 |
| | 14/02 17:52 | 1,029 | | 9,78 h | | | | | | |
| 7º Ensaio | 15/02 10:04 | 0,979 | -0,049 | 32160 | 0,979 | 78,32 | -3,92 | 1,35 | 2,57 | 0,09 |
| | 15/02 19:00 | 0,930 | | 8,93 h | | | | | | |
| MÉDIA | | | | | | | | | 3,18 | 0,13 |

H (m) – Altura de água na bacia

ΔH (m) – Variação da altura de água na bacia

ΔT (s) – Intervalo de tempo

Vc (m³) – Volume de água calculado com base na variação da altura da água (inclui a componente infiltrada)

Vr (m³) – Volume de água registado no caudalímetro

Vinf. (m³) – Volume de água infiltrado

^(a) Valor estimado com base em leituras no local sem contagem pelo caudalímetro. Valor idêntico ao volume de água calculado, mas que não permitiu inferir sobre uma eventual infiltração de água durante o período de enchimento inicial de 4 horas.

B.2) Análises dos resultados obtidos no piezómetro LNEC4

No piezómetro LNEC4 registou-se, continuamente, a profundidade do nível da água (Figura 5.8), desde o início do ensaio no dia 14/03 até ao dia 26/06. Neste gráfico está também representada a variação da altura da água na bacia e os valores de precipitação registados no local do ensaio.

A variação da altura da água apresenta, após terminadas as entradas de água intencionais para a bacia, um comportamento distinto: 1º período, entre os dias 16 e 20, em que se verifica uma elevação da altura da água e 2º período, após o dia 20 em que se verifica uma estabilização dos valores. Constatou-se que após o dia 17 a água infiltrou com uma taxa de 0,09 m/dia e que após este período o fundo da bacia terá ficado claramente colmatado, o que é visível pela estabilidade dos valores por um período significativo de 5 dias.

Tentou-se compreender o que teria provocado a elevação, de cerca de 12 cm, na altura da água ocorrida entre o dia 16 (15:00h) e o dia 17 (23:00h). Este valor corresponde a um volume adicionado de 9,6 m³ para o intervalo de tempo que totalizou 32 horas. Não havendo entradas de água intencionais para a bacia, no referido período, analisou-se a precipitação ocorrida como uma hipótese a considerar. No local foi instalado um medidor de precipitação que permitiu contabilizar esta variável e assim estimar o volume de água adicionado à bacia, por efeito da precipitação ocorrida no seu interior. Os valores apresentados no Quadro 5.3 permitiram inferir valores muito baixos, da ordem dos 1,5

m³, pouco significativos comparativamente com o volume de água total na bacia. Por outro lado, pode observar-se na Figura 5.8, que nos dois dias em que ocorreu maior precipitação (22 e 23) não se registou qualquer alteração visível na altura da água. Assim, a causa para a elevação do nível da água na bacia, não sendo devida a qualquer entrada de água vinda do exterior, poderá estar relacionada ou com a caída de blocos das paredes da bacia ou com um rearranjo da estrutura sedimentar que terá provocado de alguma forma uma redução da área da bacia, provocando assim uma elevação da água. De assinalar as pequenas oscilações que se verificaram a partir do dia 16, com sinal de um ciclo semi-diurno de 12 em 12 horas. Não se tendo produzido o mesmo sinal nos registos do piezómetro, não se pode estabelecer uma ligação hidráulica, apesar de pouco provável pela distância existente, com o estuário da Ria Formosa.

Quadro 5.3 – Estimativa da precipitação ocorrida na área da bacia de infiltração no Areal Gordo

| Dia/mês | Precipitação (mm) | Volume de água adicionado à bacia (L) |
|----------------|--------------------------|--|
| 17 Fev. | 1,26 | 100,60 |
| 18 Fev. | 0,88 | 70,42 |
| 20 Fev. | 0,88 | 70,42 |
| 22 Fev. | 8,80 | 704,20 |
| 23 Fev. | 6,29 | 503,00 |
| Total | 18,10 mm | 1449 L = 1,5 m ³ |

(1 mm = 1 L/m²)

A variação da profundidade do nível da água (Figura 5.8) mostra três períodos de subida importantes, evidentemente causados pelo efeito da recarga artificial na bacia. O primeiro, pouco notório, com uma amplitude de variação de apenas 2 cm, e os dois seguintes, mais significativos, que atingiram uma amplitude de variação de 12 e 6 cm, respectivamente. Considerou-se que o primeiro período corresponde à saturação da zona não saturada subjacente à bacia. Designou-se por 1^a e 2^a chegada os dois períodos subsequentes, que correspondem à eventual chegada de uma partícula de água ao piezómetro, traduzido pelo início e o fim da recta de subida do nível de água no piezómetro. A variação de alguns parâmetros de qualidade da água poderá dar uma indicação mais correcta na determinação do momento da chegada de uma partícula de água. Na Figura 5.9 observa-se a evolução de alguns parâmetros físico-químicos, (temperatura, Eh e condutividade eléctrica) e as concentrações de NO₃ registados no piezómetro no mesmo período. Apesar destes resultados serem pouco conclusivos, nota-se uma ligeira subida nos valores de condutividade eléctrica e na concentração de NO₃ no mesmo período identificado como 1^a chegada.

A velocidade de escoamento de uma partícula de água (velocidade de Darcy (V_D) e velocidade intersticial (V_i)) e a condutividade hidráulica (K) do meio saturado foram inferidas pelas duas evidências de chegada de água ao piezómetro (Quadro 5.4). A Figura 5.10 apresenta um esquema com a localização da bacia, do piezómetro e as distâncias utilizadas para os cálculos. A permeabilidade hidráulica calculada assume a zona não saturada abaixo da bacia como saturada durante todo o ensaio. Os valores calculados de V_i, V_D e K para a 1^a chegada foram de 4,35, 1,70 e 1,97 m/d, respectivamente, e para a 2^a chamada de 12,80, 4,99 e 5,94 m/d, respectivamente. Parecem ser mais plausíveis os valores determinados na 1^a chegada para o meio em questão. Os valores da 2^a chegada terão sido sobrestimados pela incerteza na determinação do seu início.

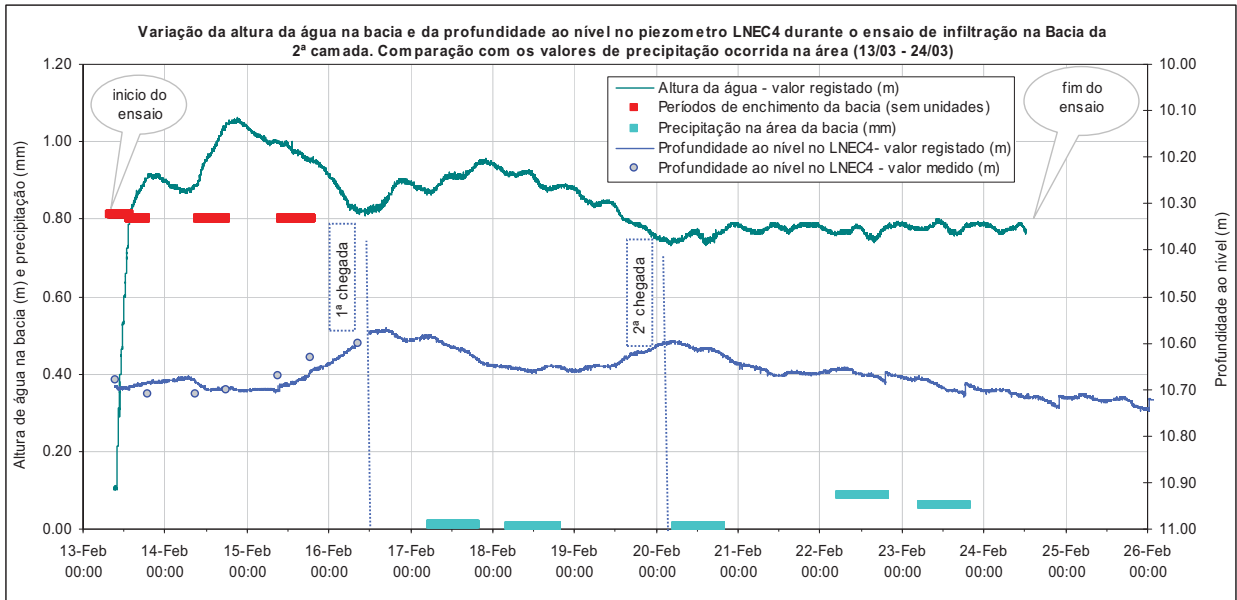


Figura 5.8 – Profundidade ao nível da água no piezômetro LNEC4, durante a realização do ensaio de infiltração na bacia na 2ª camada litológica

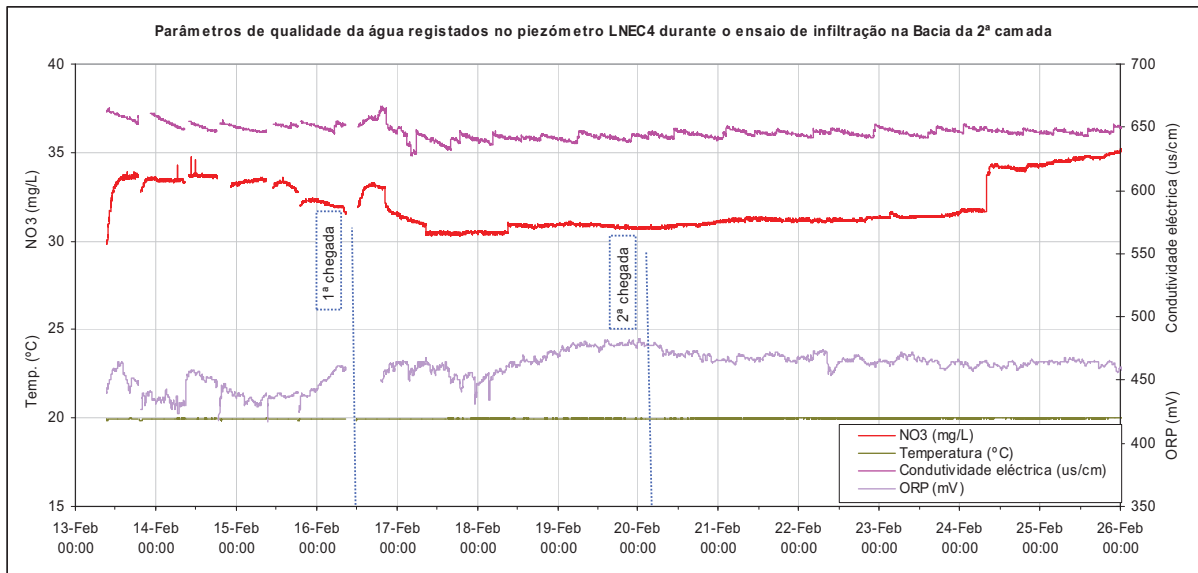


Figura 5.9 – Parâmetros de qualidade da água registados no piezômetro LNEC4, durante a realização do ensaio de infiltração na bacia na 2ª camada litológica

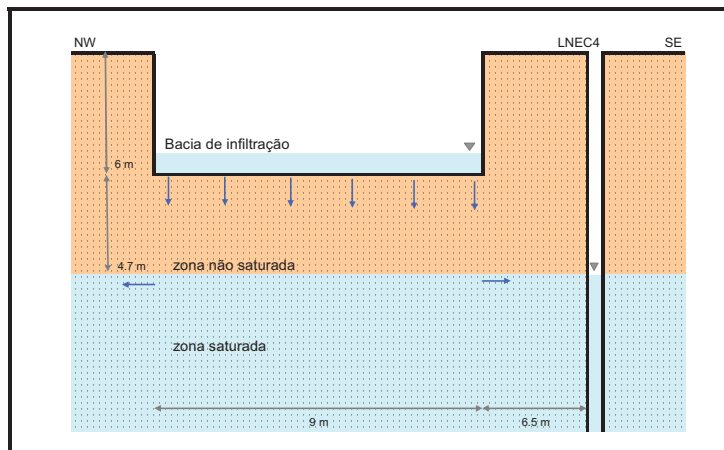


Figura 5.10 – Esquema da bacia de infiltração na 2ª camada litológica e piezômetro

Quadro 5.4 – Estimativa de parâmetros hidráulicos (V_i , V_D e K) a partir da influência da infiltração da água ocorrida na bacia e manifestada por variações da profundidade ao nível no piezómetro mais próximo

| | Dia/Hora | ΔT (h) | H1 (m) | H2 (m) | i | V_i (m/d) | V_D (m/d) | K (m/d) |
|--------------------------|----------------------------|-------------------|----------------|--------------|--------------|---|----------------|--------------|
| Início 1 | 13/03 10:00 14/03 09:00 | 11 | 10,70 10,68 | 5,80 5,11 | 0,75 0,86 | Saturação da zona não saturada subjacente à bacia | | |
| 1º chegada | 15/03 12:00 16/03 19:00 | 50 81 | 10,69 10,58 | 5,01 5,12 | 0,87 0,84 | 5,38 3,32 | 2,10 1,29 | 2,40 1,54 |
| Início 2 | 18 13:00 | 0 | 10,66 | 5,09 | 0,86 | - | | - |
| 2ª chegada | 19/03 03:00 20/03 07:00 | 14 42 | 10,65 10,60 | 5,15 5,25 | 0,85 0,82 | 19,20 6,40 | 7,49 2,50 | 8,85 3,03 |
| 1º chegada – valor médio | | | | | | 4,35 | 1,70 | 1,97 |
| 2ª chegada – valor médio | | | | | | 12,80 | 4,99 | 5,94 |

V_i – Velocidade intersticial (Distância/Tempo)

V_D – Velocidade de Darcy ($V_D = V_i \times n_e$)

H1 – Profundidade ao nível no piezómetro LNEC4

H2 – Profundidade ao nível na bacia

i – Gradiente hidráulico

K – Condutividade hidráulica ($K = V_D / i$)

n_T – Porosidade das areias castanhas (39%) $\approx n_e$

ΔT – Intervalo de tempo

Distância percorrida por uma partícula de água entre o fundo da bacia e o piezómetro LNEC4 (zona não saturada + zona saturada) = 4,7 + 6,5 = 11,2 m

O nível piezométrico no aquífero retomou a posição inicial, 10 dias após o início do ensaio, existindo ainda cerca de 80 cm de água na bacia, o que é, mais uma vez, uma evidência da colmatagem do sistema.

C) Bacia de infiltração na 3ª camada litológica (areias amarelas)

A bacia de infiltração na 3ª camada litológica que corresponde às areias amarelas (com 8 metros de profundidade), ficou com área de fundo de 61,2 m². Nesta bacia foi realizado um ensaio de infiltração *in situ* seguido de um ensaio de traçador. O primeiro permitiu estimar as taxas de infiltração para esta camada litológica e o segundo permitiu inferir sobre os valores de permeabilidade das zonas não saturada e saturada do solo. O procedimento de realização do ensaio de infiltração foi semelhante ao do ensaio anteriormente descrito e o equipamento de monitorização utilizado foi o mesmo. O ensaio teve a duração total de 4 dias, iniciando-se no dia 28/02 às 9h:00m. O enchimento da bacia foi efectuado com um caudal estimado de 14,3 m³/h e demorou 3,43 horas a encher 80 cm. Após o enchimento da bacia procedeu-se, tal como no ensaio anterior, à redução do caudal e instalação de um caudalímetro. Assim, o volume de água adicionado variou em função da altura da água de forma a manter-se um nível constante. O ensaio com reposição de caudal para a bacia teve a duração de 2,4 dias (57 horas). O ensaio só foi dado como terminado quando toda a água na bacia se infiltrou, i.e., a 04/03 às 16h:00m, 4,3 dias (103 horas) após o início do ensaio.

A Figura 5.11 mostra um pormenor da bacia, no início do seu enchimento, e a sonda Troll9500 instalada no seu fundo para registo contínuo do nível da água e medição dos parâmetros de qualidade físico-químicos já referidos.

Ensaio de traçador

O ensaio de traçador iniciou-se no dia 28/02 às 14h:55m. O traçador utilizado foi o cloreto de sódio (NaCl), colocado de forma homogénea em toda a área de bacia e após

se ter estabilizado a altura de água e o caudal introduzido. A sua colocação demorou apenas 5 minutos. A quantidade de NaCl foi calculada de modo a que a concentração de Cl na água da bacia fosse 10 vezes superior ao valor de referência de 110 mg/L de Cl. O volume de água na bacia no início do ensaio era de 58,1 m³ e foi preciso adicionar 100 kg de NaCl para atingir a referida concentração de Cl. A solubilidade do NaCl, de 359 g/L, não constituiu um factor limitativo relativamente à sua completa dissolução na água da bacia porque a quantidade a dissolver era inferior a este valor (1,8 g/L).

A monitorização da zona não saturada do solo durante o ensaio de traçador, foi realizada através da amostragem de água intersticial por 6 cápsulas de *téflon*, instaladas no fundo da bacia em 3 locais (A, B e C) e 2 profundidades cada local (20 cm, 60 cm para as cápsulas A e B e 20 cm e 100 cm para a cápsula C) (Figura 5.12). O traçador utilizado foi facilmente detectado pela medição da condutividade eléctrica nas amostras recolhidas e pelos sensores de condutividade eléctrica e de cloretos instalados nas sondas da bacia e do LNEC4, estando o piezómetro localizado a uma distância de 6,5 m da bacia.

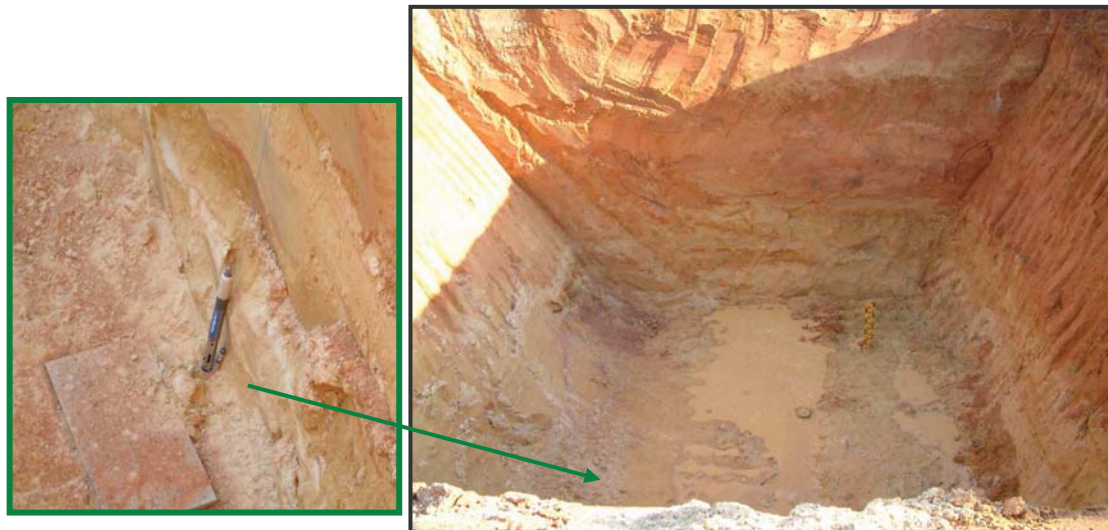


Figura 5.11 – Pormenor da bacia da 3ª camada (início do enchimento) e do equipamento instalado para monitorização do nível da água durante o ensaio

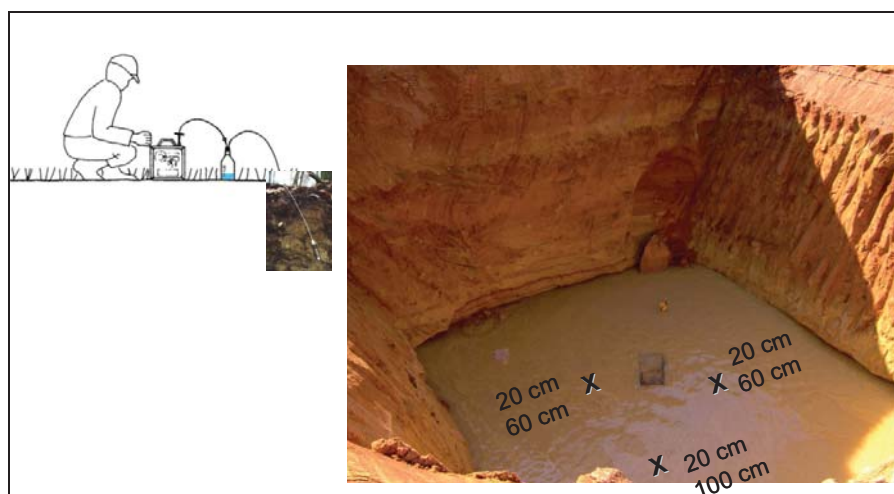


Figura 5.12 – Pormenor da bacia de infiltração na 3ª camada durante o ensaio de traçador e localização das cápsulas instaladas para monitorização da zona não saturada a profundidades de 20 cm, 60 cm e 100 cm (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

C.1) Análise dos resultados obtidos (quantidade)

O procedimento inicialmente previsto para o ensaio de infiltração consistia em manter um nível de água constante na bacia durante três dias com um metro de altura e registar com um caudalímetro o volume de água descarregado para a bacia. Deste modo, o volume de água adicionado à bacia corresponderia ao volume infiltrado. Os valores inicialmente estimados para as taxas de infiltração foram de 1,52 m/d, para a média, e de 1,59 m/d para a mediana. Na prática, a análise mais rigorosa realizada após o ensaio, revelou alguma dificuldade no acerto destas duas variáveis.

Na Figura 5.13 apresenta-se a variação da altura da água na bacia, obtida pelos valores registados pela sonda e a comparação com os valores medidos *in situ*, juntamente com o caudal estimado adicionado durante o ensaio. As descidas acentuadas de nível revelam uma infiltração significativa e alguma dificuldade em regular os caudais adicionados à bacia, especialmente durante o período da noite.

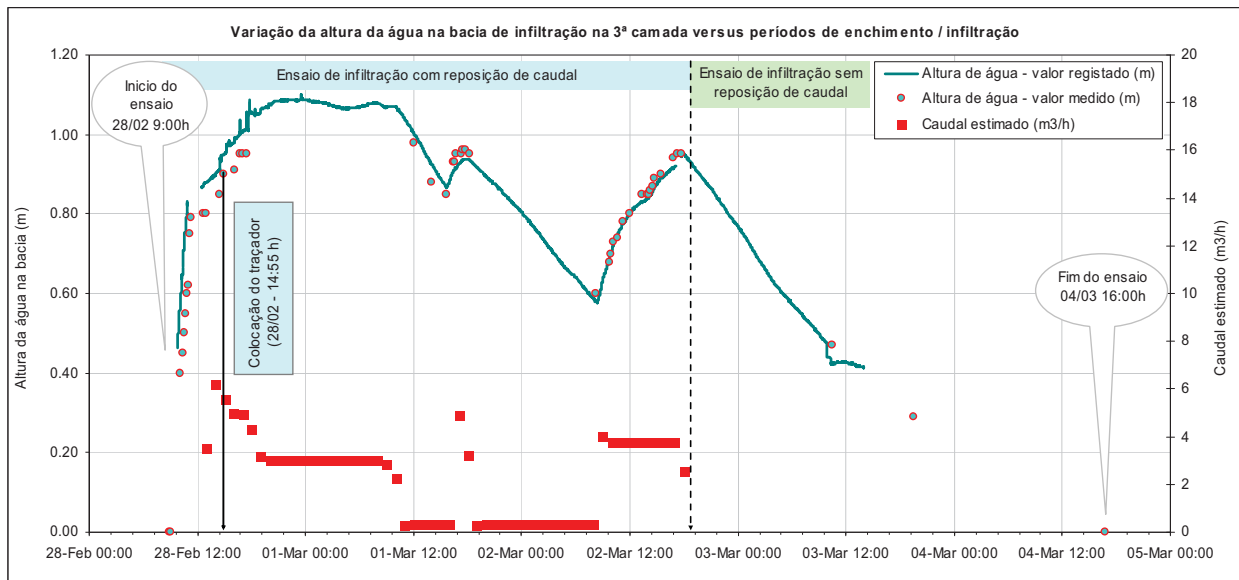


Figura 5.13 - Variação da altura da água na bacia de infiltração na 3ª camada litológica, durante o ensaio de infiltração e de traçador. Comparação com o caudal adicionado à bacia durante o ensaio.

Assim, adoptou-se uma metodologia diferente para interpretação dos resultados obtidos que possibilitou, conforme se pretendia, inferir os valores das taxas de infiltração ocorridas durante o ensaio. Consistiu em subdividir o ensaio global em ensaios parcelares, com o objectivo de determinar para cada período de tempo individualizado o volume de água que se infiltrou na bacia. A avaliação do volume de água infiltrado (V_{inf}) resultou da comparação entre o volume de água que se estimou em função da altura de água na bacia (V_C) e o volume de água real (V_R), adicionado à bacia e registado pelo caudalímetro, para cada intervalo de tempo considerado. A diferença entre estas duas variáveis permitiu inferir sobre o volume de água infiltrado durante cada ensaio parcelar e assim determinar as taxas de infiltração ocorridas. Os ensaios parcelares correspondem a dois tipos distintos: os ensaios de enchimento (que ocorrem quando o caudal colocado na bacia é superior ao volume infiltrado, *i.e.*, 1º, 2º, 5º e 7º Ensaio) e os ensaios de infiltração (que ocorrem quando o caudal colocado na bacia é inferior ao volume infiltrado, *i.e.*, 3º, 4º, 6º, 8º, 9º e 10º Ensaio). Através da variação da altura da água na bacia, para um dado intervalo de tempo, determinou-se o volume de água adicionado

(sinal positivo) ou infiltrado (sinal negativo) na bacia durante cada ensaio parcelar. No caso dos ensaios parcelares de enchimento a variação da altura da água na bacia, entre o início e o fim do ensaio, significa o volume de água adicionado à bacia e a comparação deste valor com o volume de água efectivamente adicionado à bacia, medido através do caudalímetro, fornece uma indicação de qual o volume de água que se terá infiltrado no respectivo intervalo de tempo. No caso dos ensaios parcelares de infiltração, em que o volume de água adicionado à bacia não foi suficiente para manter um nível constante, a variação da altura da água fornece uma indicação do volume de água infiltrado, ao qual se acrescenta o volume adicionado à bacia, isto porque se o nível desce o $V_{inf.} > V_r$ adicionado.

O Quadro 5.5 apresenta estes resultados e os valores calculados para a taxa de infiltração média (durante os períodos de enchimento) de 0,71 m/d, durante os períodos de infiltração, durante o ensaio de 0,97 m/d e após o ensaio ter terminado de 0,51 m/d.

Quadro 5.5 – Parâmetros medidos durante os períodos de infiltração e de enchimento inicial e seguintes. Estimativa do volume de água infiltrado e da taxa de infiltração para cada ensaio de enchimento/infiltração na bacia.

| Ref. Ensaio | Tipo de ensaio | Dia/Hora | H inicial/final (m) | ΔH (m) | ΔT (h) | Vc inicial/final (m ³) | Vc infiltrado ou adicionado (m ³) | Vr adicionado (m ³) | Vinf. (m ³) | Taxa de infiltração (m/d) |
|--|------------------------|-------------|---------------------|----------------|----------------|------------------------------------|---|---------------------------------|-------------------------|---------------------------|
| 1º Ensaio | Enchimento s/ contador | 28/02 09:00 | 0 | 0,8 | 3,43 | 0,00 | 48,96 | ≈48,96 (b) | n.d. | n.d. |
| | | 28/02 12:26 | 0,8 | | | 48,96 | | | | |
| 2º Ensaio | Enchimento | 28/02 12:26 | 0,88 | 0,21 | 8,90 | 53,856 | 12,85 | 39,60 | 26,75 | 1,18 |
| | | 28/02 21:20 | 1,09 | | | 66,708 | | | | |
| 3º Ensaio | Infiltração | 28/02 21:20 | 1,09 | -0,02 | 12,87 | 66,708 | -1,22 | 38,21 | 39,43 | 1,20 |
| | | 01/03 10:12 | 1,07 | | | 65,484 | | | | |
| 4º Ensaio | Infiltração | 01/03 10:12 | 1,07 | -0,19 | 5,68 | 65,484 | -11,63 | 1,1 | 12,73 | 0,88 |
| | | 01/03 15:53 | 0,88 | | | 53,856 | | | | |
| 5º Ensaio | Enchimento | 01/03 15:53 | 0,88 | 0,07 | 1,55 | 53,856 | 4,28 | 6,04 | 1,76 | 0,44 |
| | | 01/03 17:20 | 0,95 | | | 58,14 | | | | |
| 6º Ensaio | Infiltração | 01/03 17:20 | 0,95 | -0,36 | 15,07 | 58,14 | -22,03 | 9,50 | 31,53 | 0,82 |
| | | 02/03 08:35 | 0,59 | | | 36,108 | | | | |
| 7º Ensaio | Enchimento | 02/03 08:35 | 0,59 | 0,36 | 9,08 | 36,108 | 22,03 | 33,54 | 11,51 | 0,50 |
| | | 02/03 17:40 | 0,95 | | | 58,14 | | | | |
| 8º Ensaio | Infiltração | 02/03 17:40 | 0,95 | -0,48 | 16,17 | 58,14 | -29,38 | 0,00 | 29,38 | 0,71 |
| | | 03/03 09:50 | 0,47 | | | 28,764 | | | | |
| 9º Ensaio (a) | Infiltração | 03/03 10:30 | 0,47 | -0,18 | 9,00 | 28,764 | -11,02 | 0,00 | 11,02 | 0,48 |
| | | 03/03 19:30 | 0,29 | | | 17,748 | | | | |
| 10º Ensaio (a) | Infiltração | 03/03 19:30 | 0,29 | -0,29 | 21,25 | 17,748 | -17,75 | 0,00 | 17,75 | 0,33 |
| | | 04/03 16:45 | 0,00 | | | 0 | | | | |
| TOTAL (registado no caudalímetro) | | | | | | | | 128 | | |
| MÉDIA (durante os períodos de enchimento) | | | | | | | | | | 0,71 |
| MÉDIA (durante os períodos de infiltração durante o ensaio) | | | | | | | | | | 0,97 |
| MÉDIA (após o ensaio) | | | | | | | | | | 0,51 |

H (m) – Altura de água na bacia

ΔH (m) – Variação da altura de água na bacia

ΔT (h) – Intervalo de tempo

Vc (m³) – Volume de água calculado com base na variação da altura da água (sinal positivo para volume adicionado; sinal negativo para volume infiltrado)

Vr (m³) – Volume de água registado no caudalímetro

Vinf. (m³) – Volume de água infiltrado

(a) Estes ensaios correspondem a leituras observadas na bacia, após terminado o ensaio,

(b) Valor estimado com base em leituras no local sem contagem pelo caudalímetro. Valor idêntico ao volume de água calculado, mas que não permitiu inferir sobre uma eventual infiltração de água durante o período de enchimento inicial de 3,4 horas.

A análise dos valores das taxas de infiltração calculadas durante os ensaios de enchimento e de infiltração, mostram alguma variabilidade no tempo (Figura 5.14). As taxas de infiltração seguem uma tendência de descida ao longo do ensaio, que se podem relacionar com o início da colmatagem do fundo da bacia por materiais finos, provenientes da fracção fina das areias amarelas que passam para a solução aquosa e se depositam no fundo. Os dois últimos ensaios, Ensaio 9 e Ensaio 10 correspondem a taxas de infiltração determinadas após o ensaio a caudal constante ter terminado, pelo que, parece aqui existir alguma correlação entre a taxa de infiltração e a altura da água na bacia, que exercerá maior pressão quanto mais elevado for o seu valor.

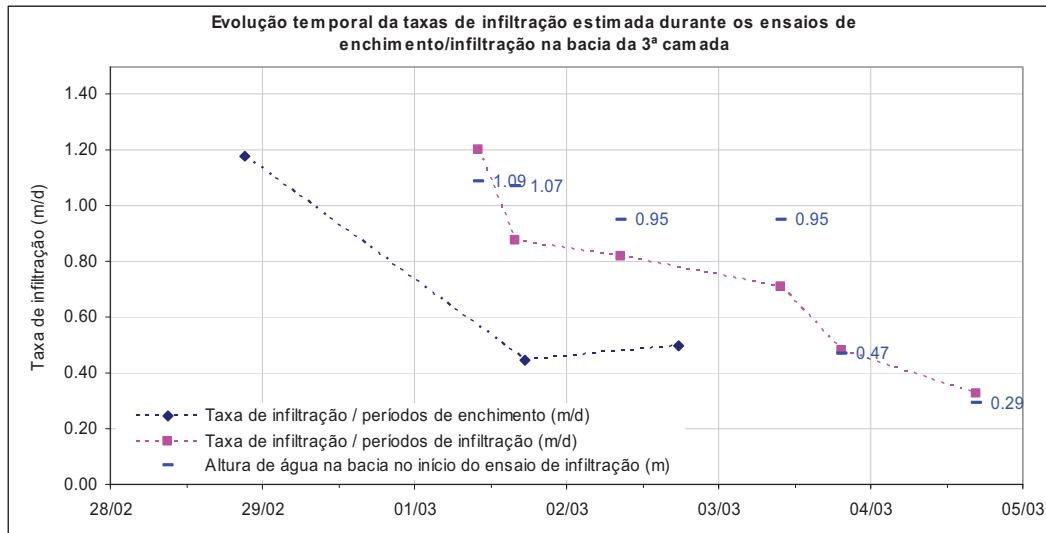


Figura 5.14 – Evolução temporal das taxas de infiltração estimada durante os ensaios de enchimento/infiltração na bacia da 3ª camada

C.2) Análises dos resultados obtidos no piezómetro LNEC4

A Figura 5.15 mostra a evolução temporal da profundidade da água no piezómetro mais próximo, LNEC4, monitorizada desde o início do ensaio até à reposição do nível inicial. É bem visível a influência que a infiltração da água na bacia provoca na altura do nível piezométrico, que ocorre ainda no primeiro dia do ensaio e se prolonga durante todo o tempo em que este decorre a caudal constante. Quando o ensaio termina, mesmo ainda existindo água na bacia, o nível parece estabilizar e depois descer, o que pode ser efeito dos valores mais baixos das taxas de infiltração calculadas (respectivamente para os Ensaios 9 e 10, cf. Quadro 5.5). O retorno ao valor inicial ocorre de forma mais lenta. O momento exacto, tanto quanto a incerteza dos processos e a heterogeneidade no meio nos permite determinar, da chegada de uma partícula de água desde a bacia até ao piezómetro só pode ser determinado com o auxílio do ensaio de traçador, conforme se irá demonstrar de seguida.

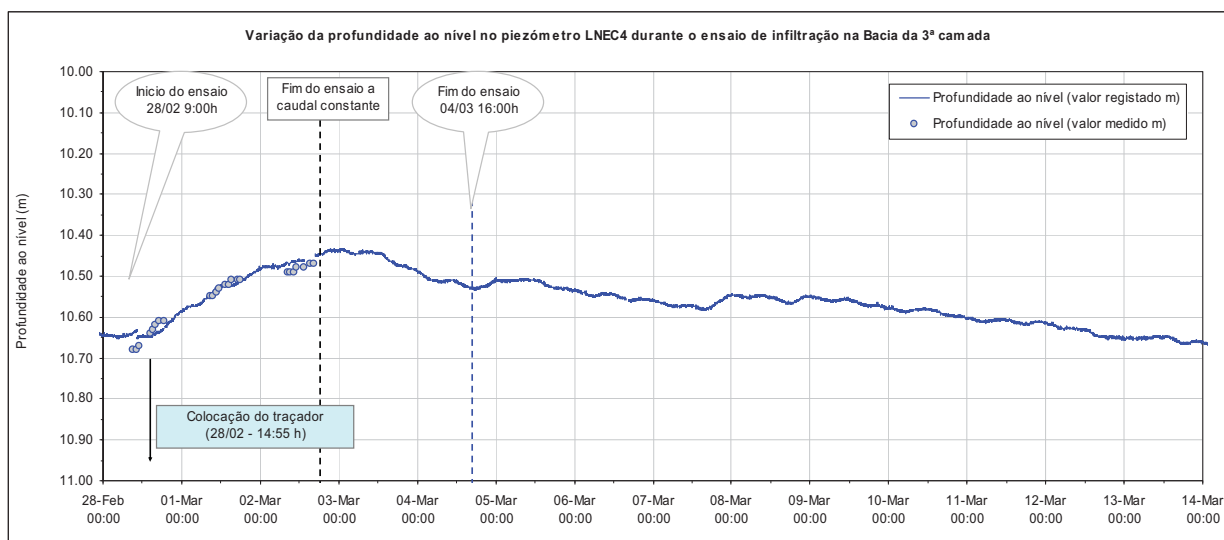


Figura 5.15 – Variação da profundidade ao nível no piezómetro LNEC4 durante o ensaio de infiltração na bacia da 3ª camada

C.3) Análises dos resultados obtidos no ensaio de traçador

A Figura 5.16 mostra a variação observada nos valores de condutividade eléctrica e da concentração de Cl registados na sonda colocada no fundo da bacia. O período de tempo entre a colocação do traçador à superfície da água e o começo da sua detecção, corresponde ao tempo que este demorou a percorrer uma altura de água de 0,90 m. Os valores máximos registados para a condutividade eléctrica e a concentração de Cl foram de 6958 $\mu\text{s}/\text{cm}$ e 53 480 mg/L, respectivamente. Ambos os parâmetros retomam o valor inicial após 3 horas desde o começo da sua detecção.

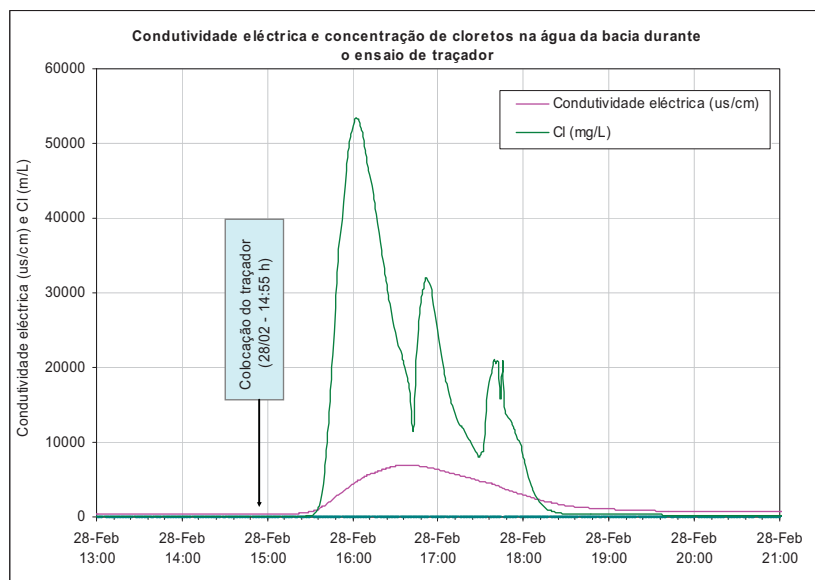


Figura 5.16 – Variação da condutividade eléctrica e da concentração de cloretos na água da bacia durante o ensaio de traçador

Na Figura 5.17 e na Figura 5.18 pode observar-se a variação da condutividade eléctrica medida em cada amostra de água recolhida no intervalo de tempo assinalado. A cápsula A60 cm não permitiu a recolha de qualquer amostra de água, possivelmente devido ao tubo de ligação se ter desprendido. Verifica-se que os valores mais elevados, considerados como o pico da chegada do traçador, se detectaram em intervalos de tempo consecutivos em dois grupos de cápsulas: entre as 18h:00 (28/02) e as 8h:30

(01/03), para as cápsulas B20 cm, C20 cm e B60 cm e entre as 8h:30 e as 11h:00 (01/03), para as cápsulas A20 cm e C100 cm. O intervalo de tempo de amostragem para o primeiro grupo foi demasiado alargado o que dificultou a identificação precisa da hora de chegada do traçador. No entanto, o mesmo não sucedeu no segundo grupo, o que possibilitou calcular de forma mais precisa a chegada do traçador e inferir sobre a velocidade intersticial.

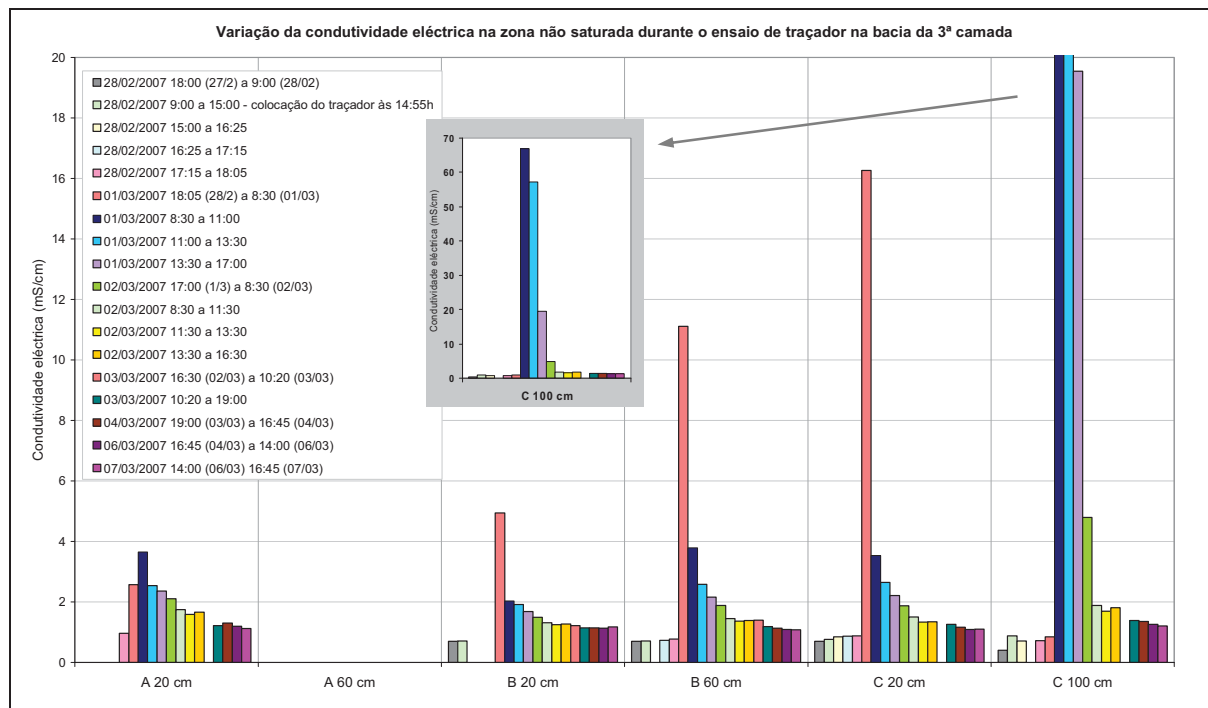


Figura 5.17 – Variação da condutividade eléctrica na zona não saturada durante o ensaio de traçador na bacia de infiltração da 3ª camada (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

O Quadro 5.6 apresenta os valores mínimo e máximo e a mediana da velocidade estimada para as cápsulas C100 cm e A20 cm, para o intervalo de tempo, compreendido entre 17,5 a 20 horas desde o início do ensaio. Com base nos valores da mediana foram calculados os tempos de chegada possíveis para as cápsulas B20 cm, C20 cm e B60 cm, obtendo-se valores plausíveis apenas com uma V_i de 1,28 m/d. Este foi o valor considerado como característico das areias amarelas. Aplicando a Eq. 2.2 e a Eq. 2.4 determinou-se a V_D em 0,45 m/d considerando $n \approx n_e$ (0,35) e K em 0,45 m/d, considerando um gradiente hidráulico de 1. Considerou-se a zona não saturada subjacente à bacia como saturada durante o ensaio e por este motivo válidas as expressões referidas.

Quadro 5.6 – Estimativa da velocidade intersticial na zona não saturada, sob a bacia de infiltração, através dos resultados do ensaio de traçador

| Cápsula | Intervalo de tempo | Horas | Velocidade intersticial (m/d) | | |
|---------------------|--------------------------|-----------|--------------------------------------|--------|--------------------------------------|
| | | | Mínimo | Máximo | Mediana |
| C 100 cm | 8:30 - 11:00 01/03 | 17,5 - 20 | 1,37 | 1,20 | 1,28 |
| A 20 cm | 8:30 - 11:00 01/03 | 17,5 - 20 | 0,27 | 0,24 | 0,26 |
| | | | Horas calculadas se $V_i = 1,28$ m/d | | Horas calculadas se $V_i = 0,26$ m/d |
| B 20 cm/ C 20 cm | 18:05 28/02 - 8:30 01/03 | 3 - 17,5 | 3,8 horas | | 18,5 horas |
| B 60 cm | 18:05 28/02 - 8:30 01/03 | 3 - 17,5 | 11,3 horas | | 55,4 horas |

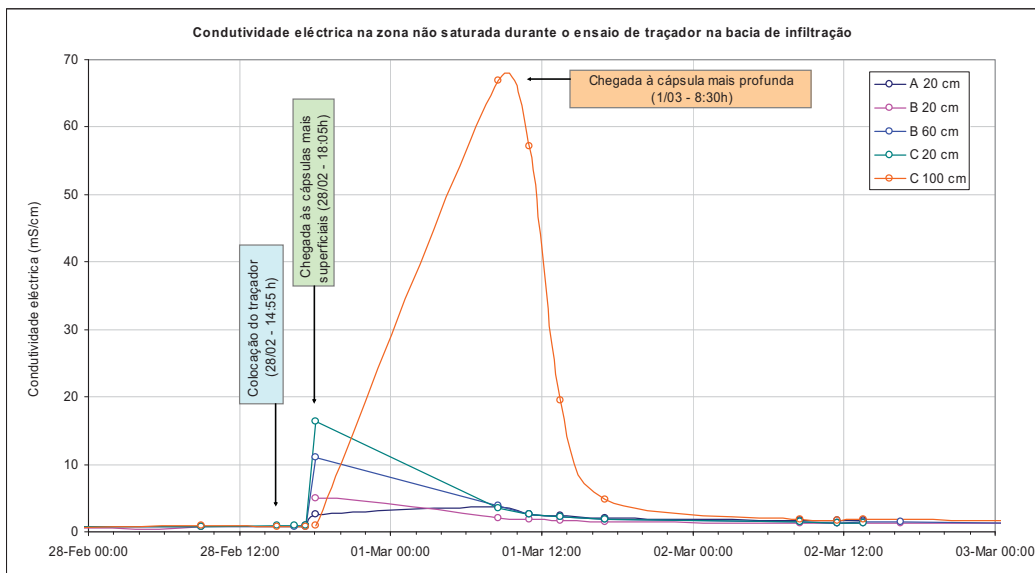


Figura 5.18 – Variação da condutividade eléctrica observada ao longo do tempo, na zona não saturada durante o ensaio de traçador

Outro aspecto que se assinala consiste na chegada do traçador em dois tempos diferentes mas consecutivos em dois locais diferentes, à mesma profundidade (20 cm). Deverá ser um indício da heterogeneidade do meio e/ou na distribuição espacial da salinidade da água da bacia. Em relação a este último aspecto, o local correspondente à instalação da cápsula C parece ser a zona mais salinizada da bacia, com 67 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade eléctrica registada na água intersticial amostrada a cerca de 1 metro de profundidade. Contudo, este valor é muito superior ao valor máximo registado na água da bacia (6958 $\mu\text{S}/\text{cm}$), o que se atribuiu ao facto de serem dois tipos distintos de aparelhos de medição, uma sonda com sensor de condutividade e um aparelho de medição instantânea. Considerou-se mais credível o valor de medição instantânea pelo facto do sensor não ter sido calibrado para valores tão elevados.

Os parâmetros físico-químicos pH, temperatura, Eh, condutividade eléctrica e as concentrações de Cl e NO₃, foram monitorizados no piezómetro LNEC4, com intervalos de um minuto. Na Figura 5.19 apresentam-se os resultados dos parâmetros cuja variação parece estar relacionada com o ensaio de infiltração e de traçador. Na Figura 5.20 seleccionaram-se a condutividade eléctrica e a concentração de Cl para determinar a chegada do traçador ao piezómetro. Foi possível identificar duas eventuais chegadas, a primeira ainda durante a influência do ensaio às 14h:30 do dia 02/03 (47,5 horas após o início do ensaio de traçador) e a segunda, menos perceptível, após terminado o ensaio, às 22h:00 do dia 06/03 (54 horas depois de terminado o ensaio). A distância percorrida por uma partícula de água desde a sua infiltração no meio subterrâneo, percurso vertical por efeito da gravidade até à zona saturada, adicionando o percurso no meio saturado até ao piezómetro, totalizou 9,15 m (2,65+6,5m) para a 1ª chegada e 9,03 m (2,53+6,5m) para a 2ª chegada. Os parâmetros hidráulicos V_i , V_D e K foram estimados com base nas duas possíveis chegadas do traçador (Quadro 5.7): para a 1ª chegada calcularam-se 4,53, 1,59 e 3,09 m/dia, respectivamente e para a 2ª 4,03, 1,41 e 6,41 m/d, respectivamente. As velocidades calculadas na 2ª chegada representam um valor mais aproximado do escoamento natural, sem a perturbação causada pelo próprio ensaio de infiltração.

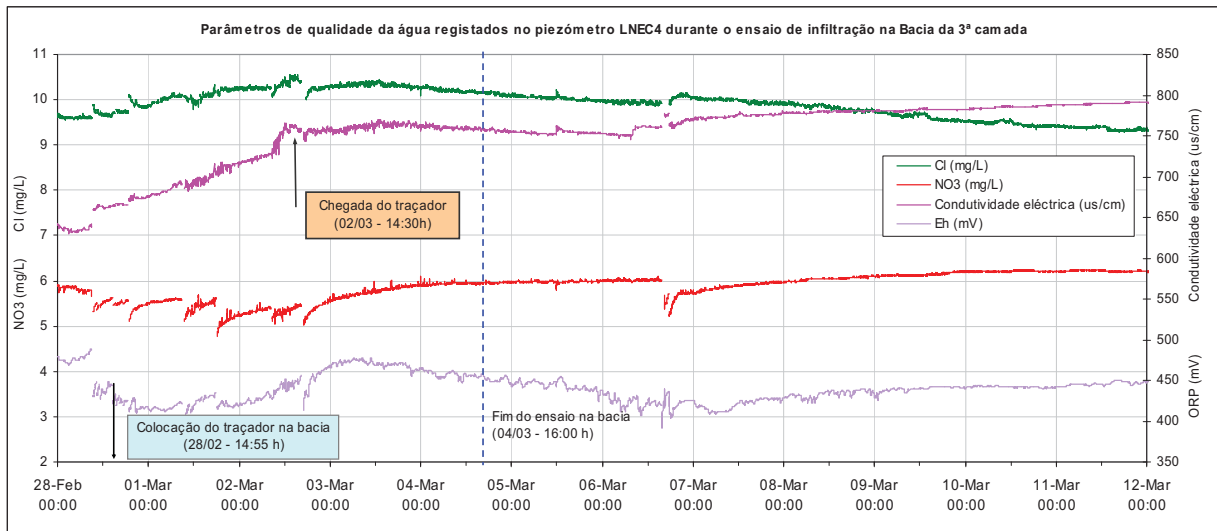


Figura 5.19 – Parâmetros de qualidade da água observados no piezômetro LNEC4 durante o ensaio de infiltração e de traçador na bacia da 3ª camada

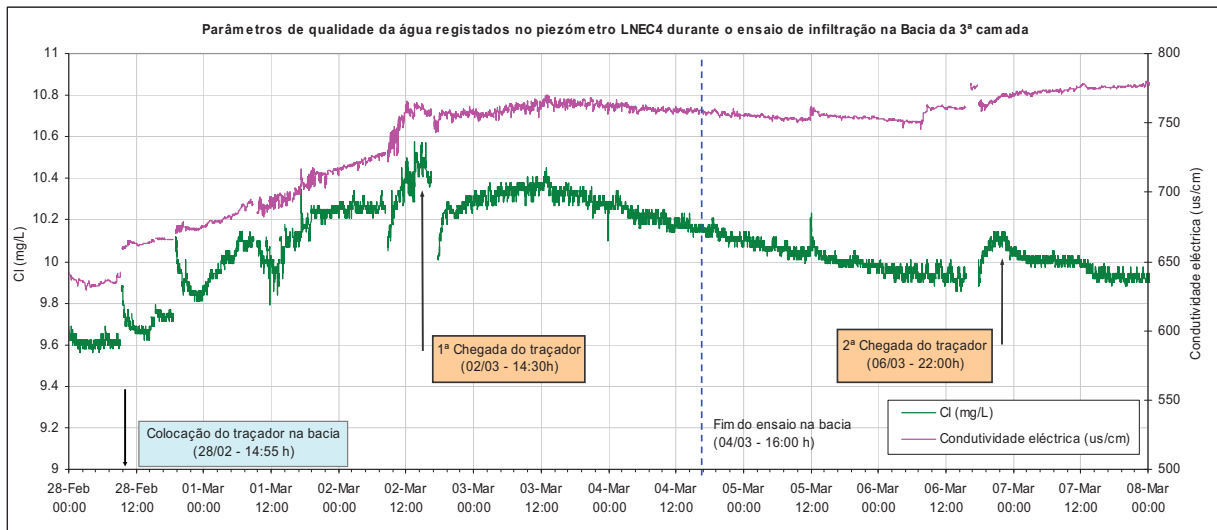


Figura 5.20 – Variação da condutividade eléctrica e da concentração de cloretos observada no piezômetro LNEC4 durante o ensaio de infiltração e de traçador na bacia da 3ª camada

Quadro 5.7 – Estimativa de parâmetros hidráulicos (V_D , V_i e K) a partir da detecção da chegada do traçador ao piezômetro mais próximo

| | Dia/Hora | ΔT (h) | H1 (m) | H2 (m) | i | V_i (m/d) | V_D (m/d) | K (m/d) |
|------------|----------------|-------------------|-----------|--------------------|-----------------|---|----------------|--------------|
| Início 1 | 28/02 15:00 | 0 | 10,64 | 10,63 | 0 ^{a)} | Saturação da zona não saturada subjacente à bacia | | |
| 1ª chegada | 02/03 14:30 | 47,5 | 10,47 | 7,13 | 0,51 | 4,53 | 1,59 | 3,09 |
| Início 2 | 04/03 16:00 | 0 | 10,53 | 8 - 10,53 | 0,39-0 | Após infiltração de toda a água da bacia | | |
| 2ª chegada | 06/03 22:00 | 54 | 10,56 | 9,13 ^{b)} | 0,22 | 4,03 | 1,41 | 6,41 |

V_i – Velocidade intersticial (Distância/Tempo)

V_D – Velocidade de Darcy ($V_D = V_i \times n_e$)

H1 – Profundidade ao nível no piezômetro LNEC4

H2 – Profundidade ao nível na zona subjacente à bacia

i – Gradiente hidráulico

K – Condutividade hidráulica ($K = V_D / i$)

n_T – Porosidade total das areias amarelas (35%) $\approx n_e$

ΔT – Intervalo de tempo

Distância percorrida por uma partícula de água entre o fundo da bacia e o piezômetro LNEC4 (zona não saturada + zona saturada) = 2,47 + 6,5 = 8,97 m (1ª chegada) e 2,56 + 6,5 = 9,06 m (2ª chegada)

^{a)} No início do ensaio o gradiente é nulo porque não existe água na bacia

^{b)} Após terminado o ensaio toda a água se infiltrou mas desconhece-se a posição exacta do nível na zona subjacente à bacia. Se a taxa de infiltração é de 0,5 m/d em 54 horas o nível desceu 1,13 m, logo a profundidade ao nível é 9,13m (8+1,13).

5.3.2 Ensaios de injeção

Na zona do Areal Gordo, a cerca de 800 metros a Norte do local de implantação das bacias, procedeu-se à realização de dois ensaios de injeção, um num poço de grande diâmetro ($d=5$ m) e o outro num furo de médio diâmetro (designado por LNEC6, $d=0,5$ m). A formação aflorante neste local são as areias e cascalheiras de Faro-Quarteira. A Figura 5.21 mostra o mapa com a localização do local onde se realizaram os ensaios de injeção

Foi construído um piezómetro (LNEC5), aberto no aquífero freático e com uma profundidade de 30 m, localizado a 15 m a NW do poço, destinado à monitorização contínua do nível piezométrico e parâmetros físico-químicos e de qualidade da água durante e após o ensaio. A caracterização das amostras de solos recolhidas durante a perfuração deste piezómetro permitiu separar aos 6 metros de profundidade duas formações litológicas distintas: as areias vermelhas e as areias amarelas. O furo LNEC6 situa-se a 40 m para Sul deste piezómetro e tem uma profundidade de 28 m.

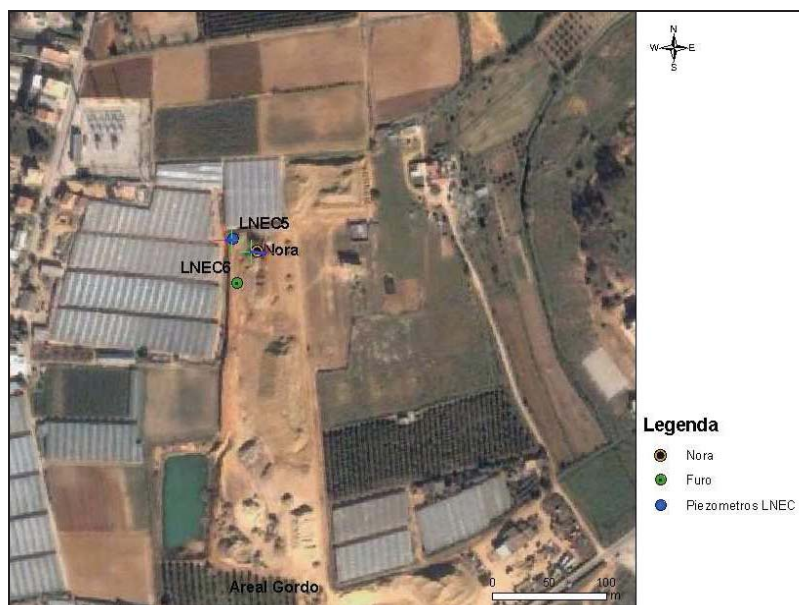


Figura 5.21 - Localização da área de realização dos ensaios de injeção no poço e no LNEC6 e piezómetro de monitorização LNEC5 no Areal Gordo (mapa retirado do Google Earth)

5.3.2.1 Objectivos e metodologia

O principal objectivo consistiu na determinação de taxas de infiltração *versus* a altura de água no poço, através de ensaios de injeção, correspondentes às camadas litológicas do aquífero superficial e inferir sobre a viabilidade de implementação deste tipo de metodologia para a recarga artificial do aquífero. Esta informação foi complementada com determinações laboratoriais da porosidade, peso específico e classificação textural, tendo os resultados obtidos sido apresentados e analisados no Capítulo 4.

5.3.2.2 Descrição dos ensaios e resultados obtidos

A) Injeção num poço de grande diâmetro (nora)

Foram realizados três ensaios de injeção no poço de grande diâmetro, em Março de 2007, nomeadamente: o 1º ensaio iniciou-se no dia 05/03 às 15h:40 e teve a duração de cerca de 4 horas; o 2º ensaio iniciou-se no dia 06/03 às 9h:00 e teve a duração de 9

horas; o 3º ensaio teve início no dia 12/03 às 17h:00 e duração de cerca de 50 horas. A água de recarga era proveniente do mesmo furo utilizado nos ensaios anteriores e o caudal de injeção permaneceu constante, com um valor de cerca de 20 m³/h. As principais características do poço, que está perfurado no aquífero arenoso superficial, são as seguintes:

- Área do fundo, com diâmetro de 5 m = 19,625 m²
- Profundidade do nível de água antes do ensaio = 19,85 m
- Volume total disponível para o ensaio = 390 m³ (área do poço × altura de água)
- Profundidade = 24 m

O equipamento de monitorização consistiu numa sonda multiparamétrica instalada no poço e outra no piezómetro LNEC5, equipadas com sensores para registo com intervalos de um minuto do nível piezométrico, parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, condutividade eléctrica, oxigénio dissolvido e concentrações de NO₃ e Cl). Complementarmente a profundidade do nível foi medida com uma sonda de registo manual para controlo dos níveis durante os ensaios. A Figura 5.22 mostra alguns pormenores do poço onde foi realizado o ensaio de injeção.



Figura 5.22 – Algumas fotografias do poço de grande diâmetro, onde foi realizado o ensaio de injeção, durante instalação do equipamento de monitorização, no início do ensaio e quando o nível piezométrico estabilizou muito próximo da superfície, no final do 3º ensaio (Lobo Ferreira et al., 2007b)

A.1) Análise dos resultados obtidos (quantidade - poço)

As taxas de infiltração foram calculadas com base na variação da altura da água no poço durante os períodos de não injeção. Foram ainda estimadas durante os períodos de injeção de água, assumindo que o caudal de injeção se manteve fixo nos 20 m³/h e que, apesar de estar a ser injectada água, a componente de infiltração se mantém durante estes períodos. A Figura 5.23 apresenta a variação da profundidade ao nível da água registada no poço.

O Quadro 5.8 resume os parâmetros necessários para estimar as taxas de infiltração e apresenta os valores determinados. Designaram-se por ensaios de enchimento os períodos durante os quais decorreu a injeção de água, já referidos anteriormente como 1º, 2º e 3º ensaios. Os ensaios designados como 4º, 5º e 6º ensaios referem-se aos períodos durante os quais se interrompeu a injeção de água e conseqüentemente a água se infiltrou de forma natural. Os valores estimados para as taxas de infiltração correspondentes aos ensaios de enchimento são de 9,73, 5,57 e 17,98 m/d, respectivamente para o 1º, 2º e 3º ensaios. A discrepância verificada entre estes valores e os determinados durante os ensaios de infiltração, que se falará de seguida, sugere que o caudal de injeção poderá porventura estar sobrestimado, especialmente nos dois

primeiros ensaios, devido ao facto de, no início do ensaio não ser imediata a estabilização do caudal. Este aspecto deixa de ser relevante quanto maior for a duração do ensaio. Os valores calculados para as taxas de infiltração relativas aos 4º, 5º e 6º ensaios de infiltração permitiram comprovar que, a taxa de infiltração se relaciona positivamente com a altura da água (ou carga hidráulica¹). Assim, não faz sentido calcular valores médios quando os períodos de infiltração são longos e a variabilidade da altura da água elevada. Por este motivo os valores calculados para o 5º e 6º ensaios foram decompostos em dias e, no caso deste último, o primeiro dia foi ainda decomposto em horas devido à elevada variabilidade do nível de água. Deste modo, faz mais sentido falar em valores máximos e mínimos de taxas de infiltração obtidos para cada ensaio, associados a uma determinada altura de água, nomeadamente:

- 4º ensaio - 0,27 m/d com 3 m de carga hidráulica;
- 5º ensaio - 0,45 a 3,21 m/d com carga hidráulica de 2,75 a 9,88 m;
- 6º ensaio - 0,02 m/d a 21,5 m/d com carga hidráulica de 1,20 a 16,19 m.

De salientar a estabilização do nível de água no poço, aos 3,66 metros, no último ensaio, ou seja, muito próximo da superfície do solo e com uma carga hidráulica de 16,19 m, por um período de tempo com uma duração significativa (10 horas). Assumindo caudal de injeção de 20 m³/h, a taxa de infiltração calculada é de 24,5 m/d. Este foi o valor máximo calculado no ensaio poço para a taxa de infiltração, indicando que cerca de 480 m³/d correspondem ao volume máximo de água que poderia ser incorporado no aquífero (com 16 m de carga hidráulica).

Na Figura 5.24 estão desenhadas as três curvas de infiltração obtidas nos ensaios do poço e as respectivas cargas hidráulicas no início de cada ensaio.

A Figura 5.25 mostra a taxa de infiltração calculada durante o 3º ensaio de infiltração e a sua evolução no tempo; pode-se observar a importância da carga hidráulica nas taxas mais elevadas, especialmente durante o 1º dia do ensaio. A conjugação das duas Figuras mostra, por exemplo, que as taxas de infiltração são inferiores a 2 m/d quando a carga hidráulica é inferior a 6 m.

A curva apresentada na Figura 5.26 pretende estabelecer uma correlação entre a taxa de infiltração e a carga hidráulica com os valores obtidos no último ensaio de infiltração, através de uma linha de tendência de potência, que explica o ajuste dos dados com um coeficiente de regressão elevado (98,8%). A equação da linha curva que se ajusta aos dados é a seguinte: $Y=0,0144 \times X^{2,6252}$. A aplicação desta expressão poderá permitir o cálculo de valores de taxas de infiltração esperadas, em poços de grande diâmetro, em função do nível de água medido e da carga hidráulica determinada.

¹ Carga hidráulica corresponde à diferença entre o nível inicial, antes do primeiro ensaio de injeção e o nível actual.

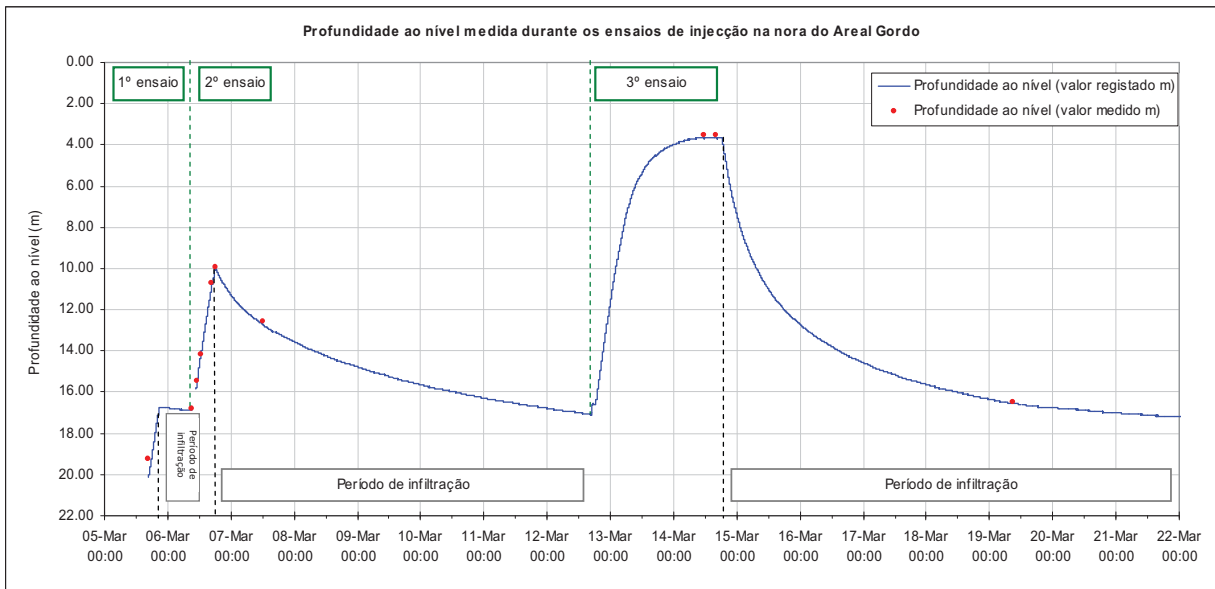


Figura 5.23 – Variação da profundidade ao nível registada no poço durante os ensaios de injeção (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

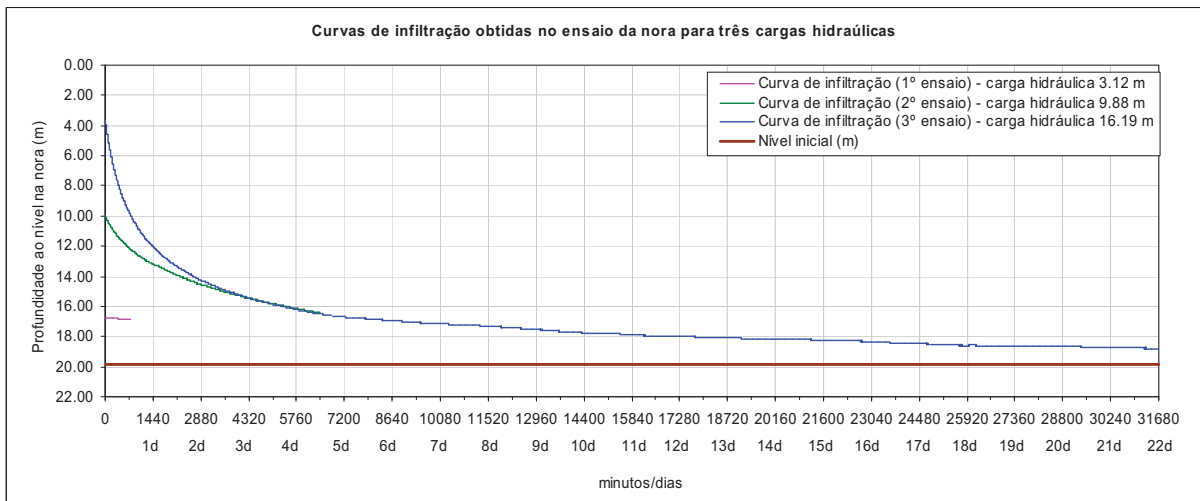


Figura 5.24 – Curvas de infiltração obtidas no ensaio do poço para três cargas hidráulicas

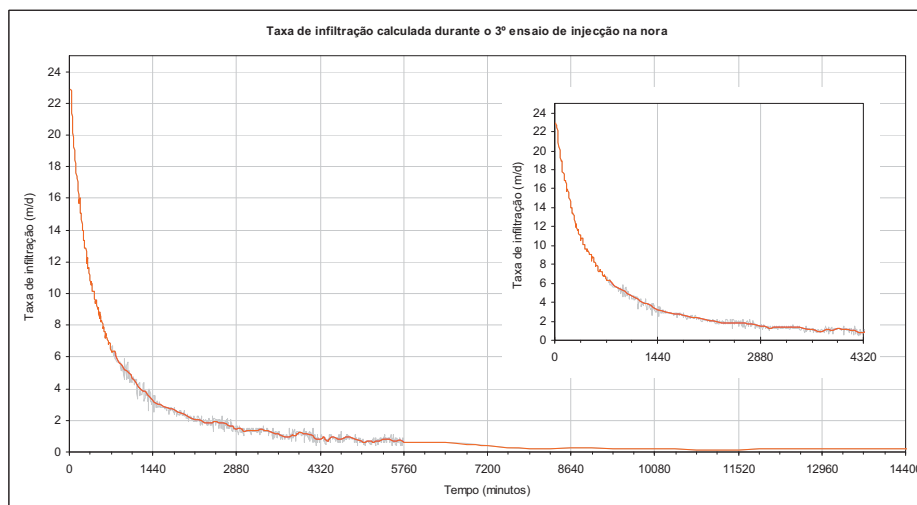


Figura 5.25 – Taxa de infiltração calculada durante o 3º ensaio de injeção no poço

Quadro 5.8 - Parâmetros medidos durante os períodos enchimento e de infiltração. Estimativa do volume de água infiltrado e da taxa de infiltração para cada ensaio de enchimento e infiltração

| Ref. Ensaio | Tipo de ensaio | Dia/Hora | H inicial/final (m) | ΔH (m) | ΔT (h) | Vc infiltrado ou adicionado (m³) | Vr adicionado (m³) | Vinf. (m³) | Taxa de infiltração (m/d)* |
|--|----------------|----------------------------|---------------------|--------|--------|----------------------------------|--------------------|------------|----------------------------|
| 1º Ensaio | Enchimento | 05/03 15:40 05/03 20:45 | 19,85 16,73 | 3,12 | 5,08 | 61,23 | 101,67 | 40,44 | 9,73 |
| 2º Ensaio | Enchimento | 06/03 09:18 06/03 18:04 | 16,87 9,97 | 6,9 | 8,77 | 135,41 | 175,32 | 39,91 | 5,57 |
| 3º Ensaio | Enchimento | 12/03 16:43 14/03 18:30 | 17,1 3,66 | 13,44 | 49,78 | 263,76 | 995,67 | 731,91 | 17,98 |
| 4º Ensaio | Infiltração | 05/03 20:45 06/03 09:18 | 16,73 16,87 | 0,14 | 12,55 | 2,75 | 0,00 | 2,75 | 0,27 |
| 5º Ensaio | Infiltração | 06/03 18:04 12/03 16:43 | 9,97 17,1 | 7,13 | 142,65 | 139,93 | 0,00 | 139,93 | 1,20 (3,21-0,45) |
| 5º Ensaio decomposto por dias | 1ºdia | 07/03 18:04 | | 3,21 | 24 | 62,97 | | 62,97 | 3,21 |
| | 2ºdia | 08/03 18:04 | | 1,37 | 24 | 26,80 | | 26,80 | 1,37 |
| | 3ºdia | 09/03 18:04 | | 0,92 | 24 | 18,01 | | 18,01 | 0,92 |
| | 4ºdia | 10/03 18:04 | | 0,68 | 24 | 13,37 | | 13,37 | 0,68 |
| | 5ºdia | 11/03 18:04 | | 0,53 | 24 | 10,38 | | 10,38 | 0,53 |
| | 6ºdia | 12/03 16:43 | | 0,42 | 24 | 8,32 | | 8,32 | 0,45 |
| 6º Ensaio | Infiltração | 14/03 18:30 03/04 18:30 | 3,66 18,65 | 14,99 | 480 | 294,18 | 0,00 | 294,18 | 21,5 - 0,02 |
| 6º Ensaio de infiltração decomposto pelas primeiras 24 horas | 1ºhora | 14/03 19:30 | | 0,90 | 1 | 17,58 | | 17,58 | 21,50 |
| | 2ºhora | 14/03 20:30 | | 0,78 | 1 | 15,33 | | 15,33 | 18,75 |
| | 3ºhora | 14/03 21:30 | | 0,68 | 1 | 13,43 | | 13,43 | 16,42 |
| | 4ºhora | 14/03 22:30 | | 0,60 | 1 | 11,87 | | 11,87 | 14,51 |
| | 5ºhora | 14/03 23:30 | | 0,53 | 1 | 10,43 | | 10,43 | 12,76 |
| | 6ºhora | 15/03 00:30 | | 0,48 | 1 | 9,37 | | 9,37 | 11,46 |
| | 7ºhora | 15/03 01:30 | | 0,43 | 1 | 8,46 | | 8,46 | 10,34 |
| | 8ºhora | 15/03 02:30 | | 0,40 | 1 | 7,78 | | 7,78 | 9,52 |
| | 9ºhora | 15/03 03:30 | | 0,36 | 1 | 7,15 | | 7,15 | 8,74 |
| | 10ºhora | 15/03 04:30 | | 0,33 | 1 | 6,50 | | 6,50 | 7,95 |
| | 11ºhora | 15/03 05:30 | | 0,30 | 1 | 5,97 | | 5,97 | 7,31 |
| | 12ºhora | 15/03 06:30 | | 0,28 | 1 | 5,56 | | 5,56 | 6,80 |
| | 13ºhora | 15/03 07:30 | | 0,26 | 1 | 5,13 | | 5,13 | 6,28 |
| | 14ºhora | 15/03 08:30 | | 0,24 | 1 | 4,72 | | 4,72 | 5,77 |
| | 15ºhora | 15/03 09:30 | | 0,23 | 1 | 4,54 | | 4,54 | 5,55 |
| | 16ºhora | 15/03 10:30 | | 0,21 | 1 | 4,18 | | 4,18 | 5,11 |
| | 17ºhora | 15/03 11:30 | | 0,21 | 1 | 4,04 | | 4,04 | 4,94 |
| | 18ºhora | 15/03 12:30 | | 0,20 | 1 | 3,90 | | 3,90 | 4,78 |
| | 19ºhora | 15/03 13:30 | | 0,18 | 1 | 3,60 | | 3,60 | 4,40 |
| | 20ºhora | 14/03 14:30 | | 0,17 | 1 | 3,41 | | 3,41 | 4,17 |
| | 21ºhora | 15/03 15:30 | | 0,16 | 1 | 3,15 | | 3,15 | 3,85 |
| | 22ºhora | 15/03 16:30 | | 0,16 | 1 | 3,08 | | 3,08 | 3,76 |
| | 23ºhora | 15/03 17:30 | | 0,14 | 1 | 2,83 | | 2,83 | 3,46 |
| | 24ºhora | 15/03 18:30 | | 0,14 | 1 | 2,70 | | 2,70 | 3,31 |
| 6º Ensaio de infiltração decomposto nos primeiros 20 dias | 1ºdia | 15/03 18:30 | | 8,39 | 24 | 164,71 | | 164,71 | 8,39 |
| | 2ºdia | 16/03 18:30 | | 2,20 | 24 | 43,16 | | 43,16 | 2,20 |
| | 3ºdia | 17/03 18:30 | | 1,18 | 24 | 23,25 | | 23,25 | 1,18 |
| | 4ºdia | 18/03 18:30 | | 0,77 | 24 | 15,15 | | 15,15 | 0,77 |
| | 5ºdia | 19/03 18:30 | | 0,50 | 24 | 9,77 | | 9,77 | 0,50 |
| | 6ºdia | 20/03 18:30 | | 0,26 | 24 | 5,01 | | 5,01 | 0,26 |
| | 7ºdia | 21/03 18:30 | | 0,21 | 24 | 4,08 | | 4,08 | 0,21 |
| | 8ºdia | 22/03 18:30 | | 0,14 | 24 | 2,76 | | 2,76 | 0,14 |
| | 9ºdia | 23/03 18:30 | | 0,23 | 24 | 4,58 | | 4,58 | 0,23 |
| | 10ºdia | 24/03 18:30 | | 0,20 | 24 | 4,00 | | 4,00 | 0,20 |
| | 11ºdia | 25/03 18:30 | | 0,13 | 24 | 2,64 | | 2,64 | 0,13 |
| | 12ºdia | 26/03 18:30 | | 0,12 | 24 | 2,43 | | 2,43 | 0,12 |
| | 13ºdia | 27/03 18:30 | | 0,08 | 24 | 1,49 | | 1,49 | 0,08 |
| | 14ºdia | 28/03 18:30 | | 0,11 | 24 | 2,08 | | 2,08 | 0,11 |
| | 15ºdia | 29/03 18:30 | | 0,05 | 24 | 0,91 | | 0,91 | 0,05 |
| | 16ºdia | 30/03 18:30 | | 0,10 | 24 | 2,03 | | 2,03 | 0,10 |
| | 17ºdia | 31/03 18:30 | | 0,14 | 24 | 2,79 | | 2,79 | 0,14 |
| | 18ºdia | 01/04 18:30 | | 0,10 | 24 | 2,04 | | 2,04 | 0,10 |
| | 19ºdia | 02/04 18:30 | | 0,02 | 24 | 0,30 | | 0,30 | 0,02 |
| | 20ºdia | 03/04 18:30 | | 0,05 | 24 | 1,03 | | 1,03 | 0,05 |

H (m) – Profundidade ao nível no poço

ΔH (m) – Variação da profundidade ao nível de água no poço

ΔT (h) – Intervalo de tempo

Vc (m³) – Volume de água calculado com base na variação da altura da água

Vr (m³) – Volume de água injectado no poço, assumindo um caudal constante de 20 m³/h, para o referido intervalo de tempo

Vinf. (m³) – Volume de água infiltrado no poço

(*) As taxas de infiltração calcularam-se dividindo o volume infiltrado pelo tempo e depois pela área do fundo do poço.

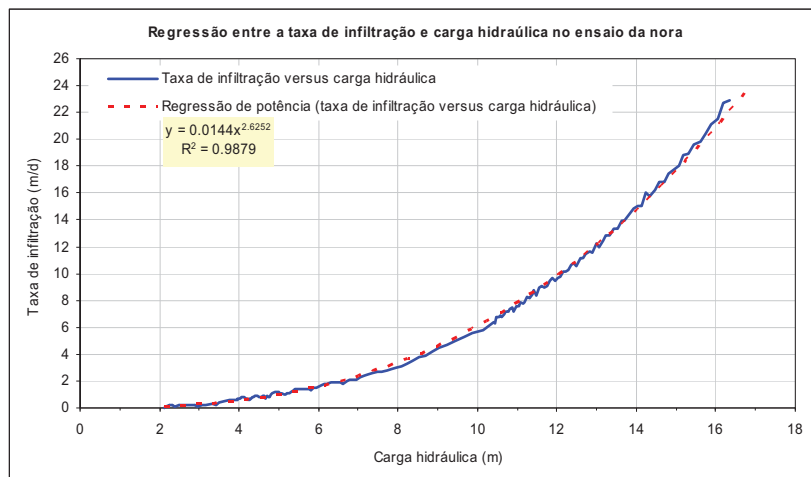


Figura 5.26 – Regressão entre a taxa de infiltração e a carga hidráulica no último ensaio do poço

A.2) Análise dos resultados obtidos no piezómetro LNEC5

A monitorização realizada no LNEC5 permitiu avaliar a evolução da profundidade ao nível da água num piezómetro próximo e inferir sobre a influência que a injeção de água terá provocado neste piezómetro, localizado a cerca de 15 m para NW do poço. Na Figura 5.27 pode observar-se a variação da profundidade ao nível, registada durante os ensaios de injeção e períodos de infiltração, assim como as concentrações de NO_3 e Cl. A influência manifesta-se logo nas primeiras horas do 1º ensaio pela elevação do nível. Contudo, as oscilações que surgem após esta elevação não têm uma explicação evidente. Quando se acrescenta a esta análise a evolução da concentração de NO_3 e Cl podem retirar-se algumas conclusões sobre uma eventual chegada de uma partícula de água proveniente do poço ao LNEC5, assumindo um escoamento radial e influenciado, podendo, neste caso, estes elementos naturais funcionar como traçadores para identificar uma possível chegada.

Deve salientar-se que as concentrações detectadas nos sensores instalados nas sondas, pelo método do ião selectivo, são menos precisas, comparativamente com os valores resultantes de uma análise química feita em laboratório pelos métodos habituais, designadamente por cromatografia iónica da fase líquida. Assim, os resultados que estes sensores fornecem em termos de concentração de NO_3 e Cl, deverão ser analisados com alguma reserva, em termos de valor absoluto mas, em contrapartida, fornecem uma indicação muito fiável em termos de evolução qualitativa dos respectivos iões analisados. De referir também, que a calibração dos sensores foi realizada de acordo com os procedimentos citados pelo manual das sondas Troll9500, antes da realização de qualquer ensaio.

Foram recolhidas algumas amostras de água, antes e após o ensaio, para análise química em laboratório dos iões maioritários, por métodos mais rigorosos. Os resultados foram projectados em diagrama de Piper e na Figura 5.28. A água utilizada para a recarga, proveniente do aquífero profundo, e a água do poço (antes do ensaio) são do tipo bicarbonatada cálcica ou magnésiana; a água do LNEC5 é do tipo cloretada cálcica ou magnésiana. O único elemento que se destaca na Figura 5.28 é o NO_3 cuja concentração era baixa no poço (cerca de 6 mg/L), antes do ensaio, e que após a sua realização passou para cerca de 60 mg/L; no LNEC5 e no furo de captação as concentrações iniciais eram semelhantes e após o ensaio desceram no LNEC5 para cerca de 39 mg/L. Esta foi a

razão para se ter seleccionado este elemento como traçador para identificar uma eventual chegada ao LNEC5. Assim, a primeira chegada ao LNEC5 foi identificada no dia 06/03 cerca das 08h:45 (cerca de 17,1 horas após o início do ensaio), quando a concentração de NO₃ desce para cerca de metade, voltando depois a subir e a estabilizar por algumas horas. Esta situação foi interpretada como a chegada de água proveniente do poço com uma concentração inicial mais baixa em NO₃, diferente do valor ligeiramente superior que mais tarde se atingiu neste piezómetro. Os parâmetros hidráulicos V_i, V_D e K foram estimados em 21,05 m/d, 6,95 m/d e 46,32 m/d, respectivamente (sendo n=0,33 e i=0,15²).

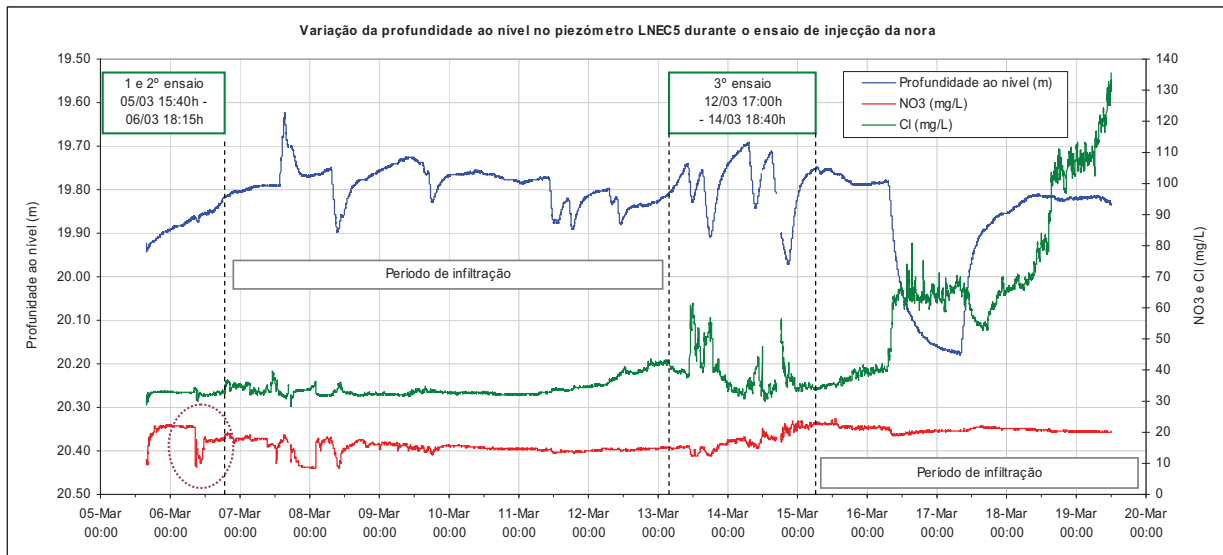


Figura 5.27 – Variação da profundidade ao nível no piezómetro LNEC5 e das concentrações de cloretos e nitratos, durante os ensaios de injeção no poço

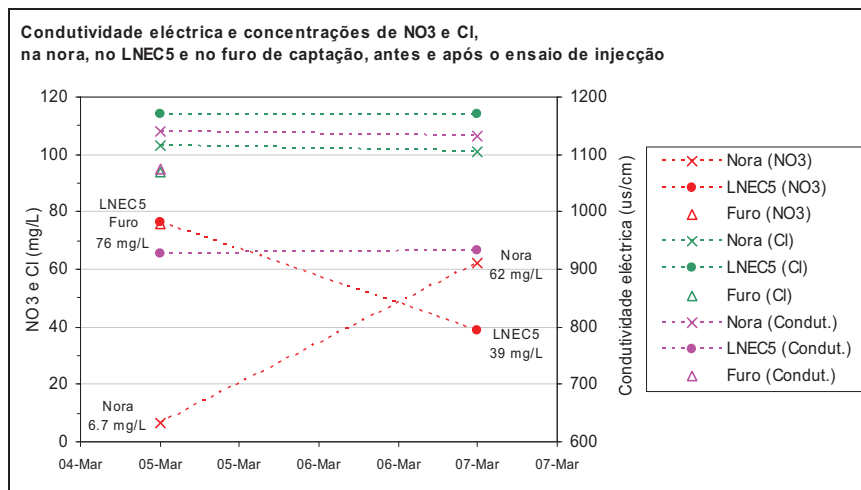


Figura 5.28 – Condutividade eléctrica e concentrações de NO₃ e Cl obtidas no poço, no LNEC5 e no furo de captação, antes e após o ensaio de injeção no poço

² Informação para calcular o gradiente hidráulico entre o Poço e o LNEC5, às 8h:45 no dia 06/03:

- Profundidade ao nível LNEC5 = 19.86-0.25 = 19.61 m
- Profundidade ao nível Poço = 16.85 m
- Nível piezométrico LNEC5 = cota - prof. ao nível = 5.36 m
- Nível piezométrico Poço = cota - prof. ao nível = 7.63 m
- Distância = 15 m

B) Injecção num furo de diâmetro intermédio

Foi realizado um outro ensaio de injecção, num furo disponível no local do Areal Gordo, com diâmetro intermédio de 0,5 m, designado por LNEC6. O ensaio teve a duração de um dia e permitiu a determinação dos valores de infiltração e a sua comparação com os obtidos no ensaio do poço. O período de injecção teve a duração de 4,2 horas, tendo sido utilizado o mesmo tipo de equipamento para monitorização do nível de água e a mesma fonte de água para a recarga. Complementarmente, a profundidade ao nível foi medida com uma sonda de registo manual para controlo do nível durante o ensaio. Foi instalado um caudalímetro na saída do tubo de injecção para quantificar os caudais de injecção. Neste caso adoptaram dois caudais de injecção, o primeiro de 20 m³/h necessário para o enchimento do furo até à superfície e o segundo, de 2,2 m³/h, necessário para manter constante o nível de água no LNEC6. A Figura 5.29 mostra um pormenor do LNEC6 com o sistema de injecção instalado. As principais características deste furo, também aberto no aquífero arenoso superficial, são as seguintes:

- Área do fundo, com diâmetro de 0,5 m = 0,19625 m²
- Área lateral crepinada (com 1 m de ralos) = 1,57 m²
- Área total crepinada = 1,9625 m²
- Profundidade ao nível antes do ensaio = 18,85 m
- Volume total disponível para o ensaio = 3,70 m³
- Profundidade do furo = 28 m



Figura 5.29 – Sistema de injecção utilizado para o furo de diâmetro intermédio (LNEC6) no Areal Gordo (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

B.1) Análise dos resultados obtidos

Na Figura 5.30 apresenta-se a profundidade ao nível registada no furo LNEC6 durante o ensaio de injecção e assinalam-se os dois períodos de injecção com caudais diferentes. O ensaio teve início às 13h:50 do dia 07/03 e terminou cerca de 4,2 horas mais tarde. Durante o enchimento do furo a sonda de registo contínuo foi retirada, para evitar que se pudesse danificar devido ao caudal de injecção ser elevado, tendo o registo sido feito manualmente. Após o enchimento até à superfície do solo procedeu-se novamente à colocação da sonda e à redução do caudal de injecção para 2,2 m³/h. A taxa de infiltração foi calculada através da variação do nível, após terminado o ensaio, até se atingir o valor do nível inicial (que se verificou em 08/03 às 9h:22), *i.e.*, 7,08 m em 0,64 dias; a taxa de infiltração é de 1,11 m/dia, considerando a infiltração pela base e ralos do furo (área total 1,9625 m²). Tendo em atenção que a taxa de infiltração está directamente relacionada com a carga hidráulica, calcularam-se, também, estes valores

para as primeiras horas, logo após terminado o ensaio (Quadro 5.9). Conseguiu-se a estabilização do nível nos 11,5 m, pouco antes do fim do ensaio; então para uma carga hidráulica de 7,35 m a taxa de infiltração poderia chegar a um valor máximo de 1,12 m/h \approx 26,9 m/d (de acordo com o caudal de injeção $Q_2=2,2 \text{ m}^3/\text{h}$ e área total da secção de $1,9625 \text{ m}^2$). No ensaio *in situ* não se estimou a duração do período com infiltração desta ordem de grandeza.

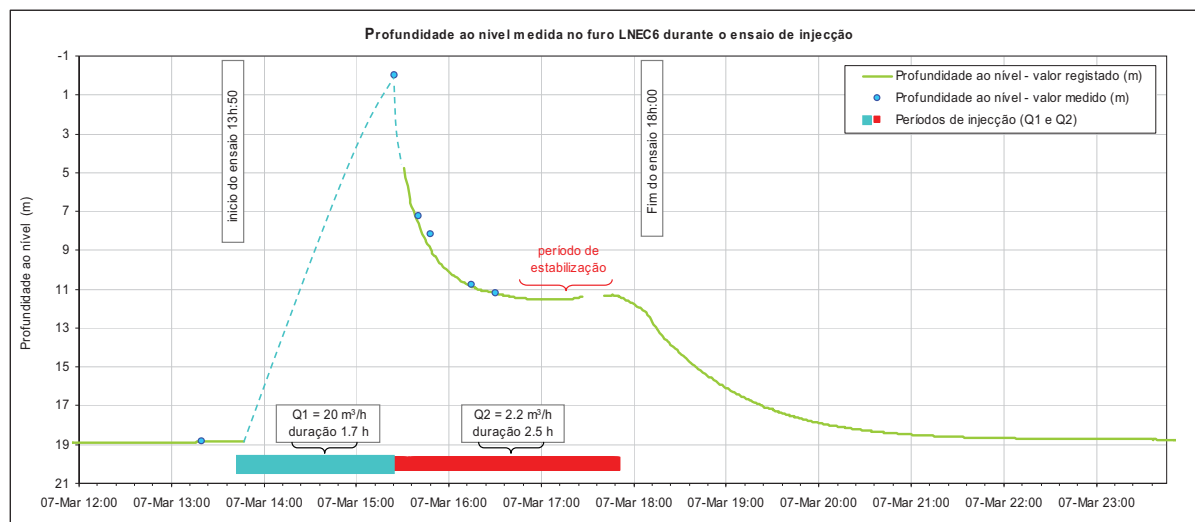


Figura 5.30 – Variação da profundidade ao nível registada no furo LNEC6 durante o ensaio de injeção (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

Quadro 5.9 – Determinação das taxas de infiltração após terminado o ensaio de injeção no furo LNEC6

| | Carga hidráulica (m) | Varição do nível de água (m) | Volume de água infiltrado (m^3/d) | Taxa de infiltração (m/d) ^(*) |
|------------------------|----------------------|------------------------------|---|--|
| 1ª hora (07/03 19:00) | 7,08 – 3,04 | 4,31 | 20,28 | 10,33 |
| 2ª hora (07/03 20:00) | 3,04 – 1,24 | 1,80 | 8,49 | 4,33 |
| 3ª hora (07/03 21:00) | 1,24 – 0,64 | 0,60 | 2,83 | 1,44 |
| 4ª hora (07/03 22:00) | 0,64 – 0,46 | 0,18 | 0,86 | 0,44 |
| ... | ... | ... | ... | ... |
| 15ª hora (08/03 09:22) | 7,08 – 0 | 7,08 | 2,17 | 1,11 |

(*) As taxas de infiltração calcularam-se em função da área total da secção crepinada do furo.

5.4 Ensaios de recarga artificial em Carreiros

5.4.1 Bacias de infiltração

Em Novembro de 2006, zona de Carreiros, no leito do rio Seco, foi desenvolvido um sistema de recarga artificial composto por duas bacias de infiltração, preenchidas até à superfície por cascalho grosseiro, que facilitam a infiltração natural do escoamento superficial. A informação geológica e geofísica do local, possibilitou definir a profundidade das bacias, de forma a que o preenchimento do leito do rio, formado por material aluvionar, muito cimentado e pouco permeável, fosse removido e substituído por outro, de natureza semelhante, mas mais permeável. As bacias, com uma área de 100 m^2 cada ($20\text{m}\times 5\text{m}$) e cinco metros de profundidade, ocupam todo o leito do rio e distam, uma da outra, apenas cinco metros. A fonte de água para a recarga provém do escoamento do rio, quando este ocorre, normalmente após episódios de precipitação mais intensos. A monitorização do aquífero superficial realizou-se através de dois piezómetros, LNEC1 e LNEC2, e do aquífero confinado por um, LNEC3. Na Figura 5.31 apresenta-se um esquema com as bacias de infiltração e a localização dos piezómetros.

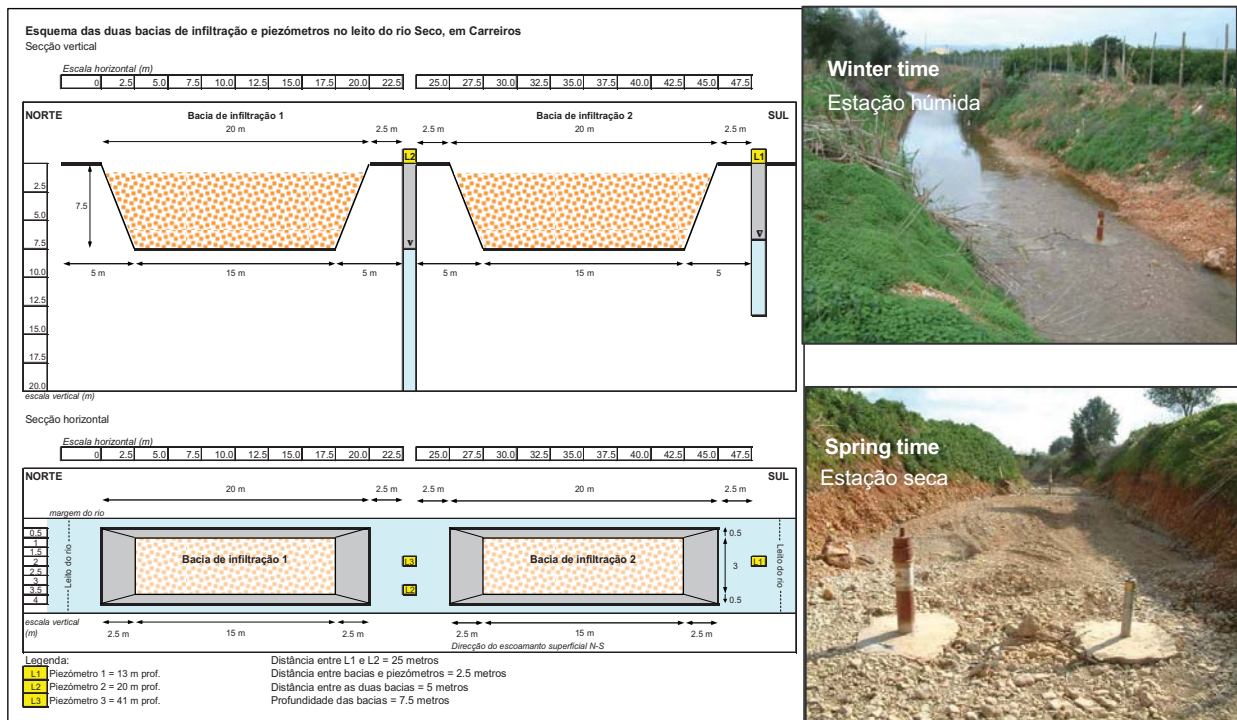


Figura 5.31 – Do lado esquerdo um esquema vertical e em planta das bacias de infiltração e piezómetros no leito do rio Seco, em Carreiros. Do lado direito um pormenor do rio no mesmo local, durante a estação húmida e durante a estação seca

5.4.2 Objectivos e metodologia

O principal objectivo proposto para este tipo de estrutura de recarga artificial consistiu na determinação da sua eficiência para facilitar a infiltração da água do rio, avaliada em termos de incremento na quantidade e melhoria na qualidade da água do aquífero superficial. Complementarmente, este sistema também serviu de base para a realização de um ensaio de recarga seguido de um ensaio de traçador, de forma a estimar taxas de infiltração e velocidades de escoamento. A sua construção, no próprio leito do rio, esteve relacionada, por um lado, com a pouca disponibilidade de áreas sem ocupação do solo, e por outro, com a proximidade da fonte de água. O facto do escoamento superficial apenas se verificar episodicamente e, de um modo geral, durante a estação húmida, facilitou a sua construção e monitorização. O preenchimento com cascalho à superfície evitou causar perturbação visual do local, não afectando a infiltração da água e promovendo a retenção das partículas finas, nos horizontes mais superficiais. A monitorização contínua por intermédio de sondas multiparamétricas, instaladas nos piezómetros, permitiu o acompanhamento dos resultados dos ensaios de recarga facilitada. Os parâmetros medidos foram os mesmos já referidos anteriormente para os outros ensaios. A aplicação de métodos geofísicos constituiu uma inovação para a interpretação dos resultados durante o ensaio de recarga e de traçador. O equipamento de monitorização instalado incluiu ainda a colocação de dois sensores (Figura 5.32) para medição automática da altura de água no rio, fixos a duas secções transversais de cimento, uma localizada a montante da primeira bacia e outra, a jusante da segunda bacia (em Janeiro de 2007). Pretendia-se, através da monitorização contínua nestes limnígrafos, calcular o caudal atravessado entre as duas secções e estimar o volume de água que, eventualmente se infiltraria nas bacias. Problemas técnicos, relativamente ao funcionamento dos sensores, não possibilitaram a obtenção de registos durante o primeiro ciclo hidrológico monitorizado. Foram contudo registados os dados para o semestre húmido do segundo ciclo hidrológico monitorizado, de Out./2007 a Mar./2008.



Figura 5.32 – Sensor de medição do nível de água instalado no leito do rio Seco, respectiva secção transversal e equipamento de registado contínuo de dados.

Relativamente ao esquema geológico do local, a informação fornecida durante a perfuração dos piezómetros, em Setembro/Outubro de 2006 e o estudo preliminar por métodos geofísicos, realizado em Janeiro de 2007 (ver Secção 5.4.7), possibilitaram a definição da profundidade das bacias. Resumindo a informação litológica atravessada neste local: o LNEC1, está aberto no aquífero superficial arenoso (13 m de profundidade); o LNEC2 está aberto também no aquífero superficial arenoso, terminando numa camada mais argilosa (20 m de profundidade); o LNEC3 está aberto no aquífero confinado calcarenítico do Miocénico (40 m de profundidade) (no Anexo 3 faz-se a descrição das colunas litológicas nestes piezómetros). A Figura 5.33 apresenta um esquema conceptual hidrogeológico no local.

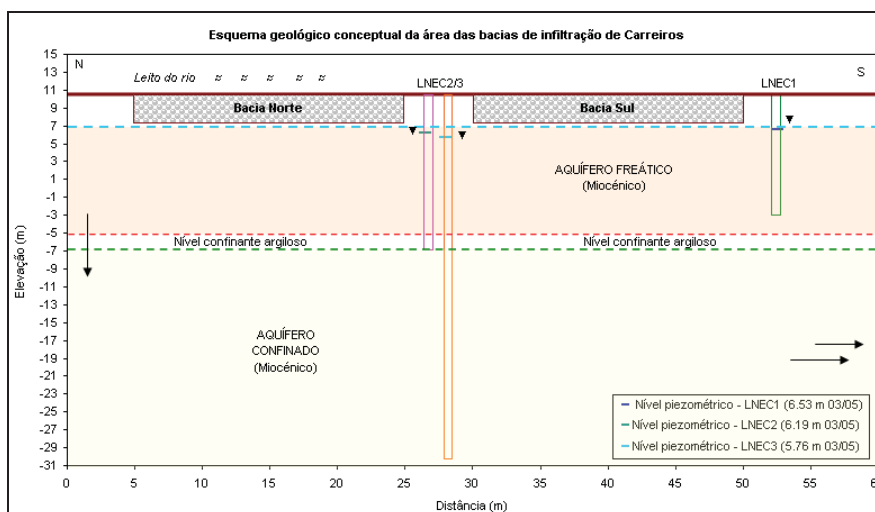


Figura 5.33 – Esquema hidrogeológico conceptual da área das bacias de infiltração de Carreiros

5.4.3 Descrição dos ensaios de recarga natural e de recarga artificial/traçador

Os ensaios de recarga natural foram realizados nos seguintes períodos: a) estação húmida, entre Outubro de 2006 e Março de 2007; b) estação seca, entre Abril e Setembro de 2007; c) estação húmida, entre Outubro de 2007 a Março de 2008. O primeiro período corresponde à estação em que a irrigação dos campos de cultivo é reduzida, conseqüentemente as extracções são menores e os níveis piezométricos mais altos, quer no aquífero profundo quer no superficial; em oposição, o segundo período corresponde à época de irrigação, havendo extracções mais elevadas no aquífero confinado e um rebaixamento dos níveis em ambos os aquíferos. As oscilações sazonais

na piezometria ficam deste modo dissimuladas pelas variações dos volumes de irrigação e extracção.

Em Maio de 2007 realizou-se um ensaio de recarga artificial, seguido de um ensaio de traçador na bacia de infiltração localizada a Sul. O ensaio de recarga teve a duração de três dias e pretendia-se determinar as taxas de infiltração na bacia, antes do ensaio de traçador que se seguiu, e que teve a duração de quatro dias. A água utilizada para os ensaios era proveniente do aquífero profundo, extraída no furo LNEC3. O traçador utilizado foi, à semelhança do ensaio na bacia do Areal Gordo, o NaCl, distribuído uniformemente na bacia, dissolvido com um caudal de descarga constante de 22 m³/h em 500 Kg de NaCl. A Figura 5.34 mostra um pormenor da bacia e piezómetros antes e durante a realização do ensaio de infiltração. Na Figura 5.35 e na Figura 5.36 observam-se algumas das fases relativas à colocação e infiltração do traçador.



Figura 5.34 – Pormenor da bacia de infiltração (Sul) de Carreiros, antes e durante a realização do ensaio de infiltração



Figura 5.35 – Colocação do traçador (NaCl) na bacia de infiltração de Carreiros

O ensaio de infiltração realizado na bacia Sul iniciou-se com o enchimento da bacia no dia 03/05 às 15h:45. O fundo da bacia, coincidente com a superfície topográfica no leito do rio, foi ligeiramente rebaixado, de forma a manter-se uma altura de água na bacia, de cerca de 20 cm. O caudal inicial fixou-se em 22 m³/h, tendo sido regulado para um valor mais baixo (5 m³/h), necessário para manter constante a altura de água. Este procedimento foi mantido durante sete dias, terminando a 11/05 pelas 16h:25. No dia 08/05 às 9h:35 iniciou-se a infiltração do traçador na bacia. A monitorização do nível nos piezómetros foi feita pelas sondas multiparamétricas e manualmente. A recolha de amostras destinadas a análise química e a medição de parâmetros *in situ* foi realizada duas a quatro vezes por dia. A monitorização do nível de água e registo de condutividade eléctrica, a diferentes profundidades, também foi feita num pequeno piezómetro localizado no interior da bacia (*cf.* Figura 5.37 com o equipamento instalado).

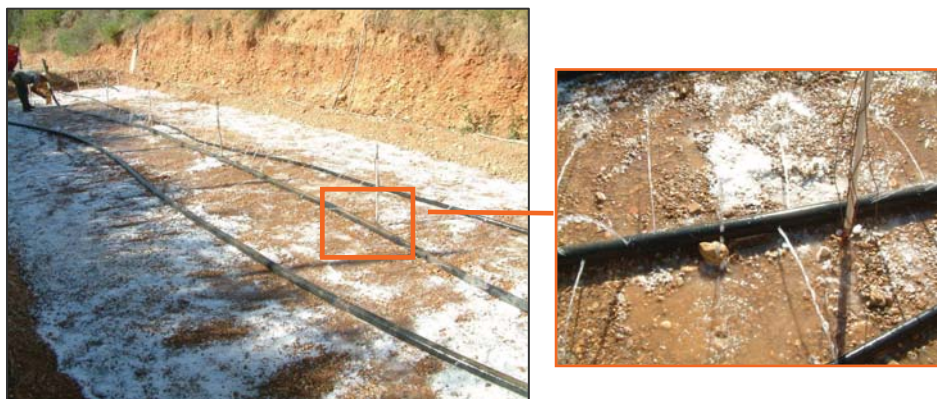


Figura 5.36 – Pormenor durante o enchimento da bacia e da infiltração do traçador

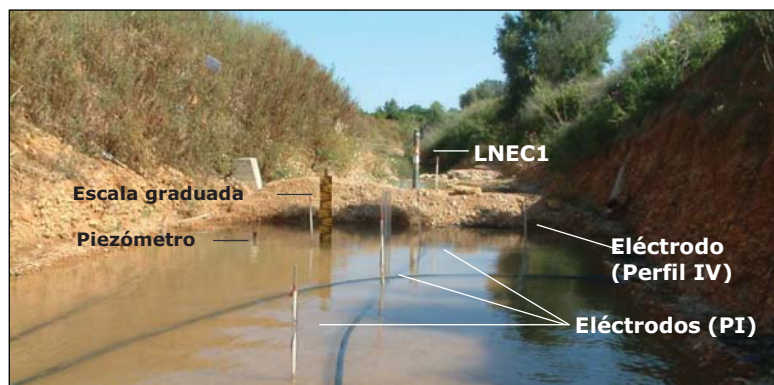


Figura 5.37 – Vista para Sul da Bacia de infiltração durante o ensaio de traçador e equipamento instalado

5.4.4 Análise dos resultados obtidos durante os episódios de recarga natural (quantidade e qualidade)

Os primeiros resultados da monitorização nos piezómetros LNEC1, LNEC2 e LNEC3, relativos à estação húmida (Out./2006 – Mar./2007) apresentam-se na Figura 5.39 e na Figura 5.39; o primeiro gráfico mostra a variação no nível piezométrico e o segundo as concentrações de NO_3 analisadas na água subterrânea e superficial. No mesmo gráfico representam-se valores de precipitação diária registados na estação mais próxima (Estói), e os valores de caudal médio diário medidos na estação hidrométrica de Coiro da Burra, indicando os períodos de ocorrência de escoamento superficial no rio Seco. A análise destes resultados permitiu concluir que os níveis piezométricos tendem a subir durante os meses mais chuvosos de Novembro e Dezembro (cerca de 252 mm de precipitação ocorreram nos primeiros três meses do ano hidrológico em análise). Durante estes meses ocorre escoamento superficial no rio Seco e na zona de instalação das bacias de infiltração de Carreiros. As concentrações de NO_3 decrescem consideravelmente no mesmo período e tendem a aproximar-se dos valores medidos na água do rio, especialmente nos piezómetros do aquífero superficial. Estes resultados, ainda preliminares na altura, assinalavam já uma ocorrência relevante para o objectivo principal da investigação proposto no âmbito da Tese e do Projecto Gabardine, relativamente à contribuição que este tipo de sistema poderia ter para a reabilitação da qualidade da água no aquífero superficial da Campina de Faro.

Ainda sobre a Figura 5.38, analisaram-se os valores de piezometria medidos nos piezómetros e em dois poços localizados nas margens do rio, próximas do local das bacias: P8 na margem direita e a P19 na margem esquerda (ver Figura 4.15 com o mapa

de localização dos pontos de água). A variação da piezometria no LNEC1, LNEC2 e P19 é muito semelhante, o que facilmente se explica pelo facto de intersectarem o aquífero superficial. O mesmo sucede relativamente à variação de piezometria obtida no LNEC3 e no P8 (poço com dois furos), só que neste caso ambos estão a intersectar o aquífero confinado. A semelhança da piezometria nestes dois pontos de água pode ser um bom indicador de que ambos representam o mesmo aquífero. Menciona-se o facto de existir uma mistura de água, no caso do P8, que acaba por estar a intersectar os dois aquíferos. Os níveis medidos no aquífero superficial têm uma resposta quase imediata aos eventos de recarga do aquífero, como seria de esperar. No aquífero confinado sucede o mesmo comportamento mas, o facto dos níveis se manterem constantes após terminados os episódios de recarga aponta para que a recarga neste aquífero seja realizada de forma indirecta. Também as variações dos nitratos que se observam na Figura 5.39 servem para demonstrar os aspectos referidos neste parágrafo.

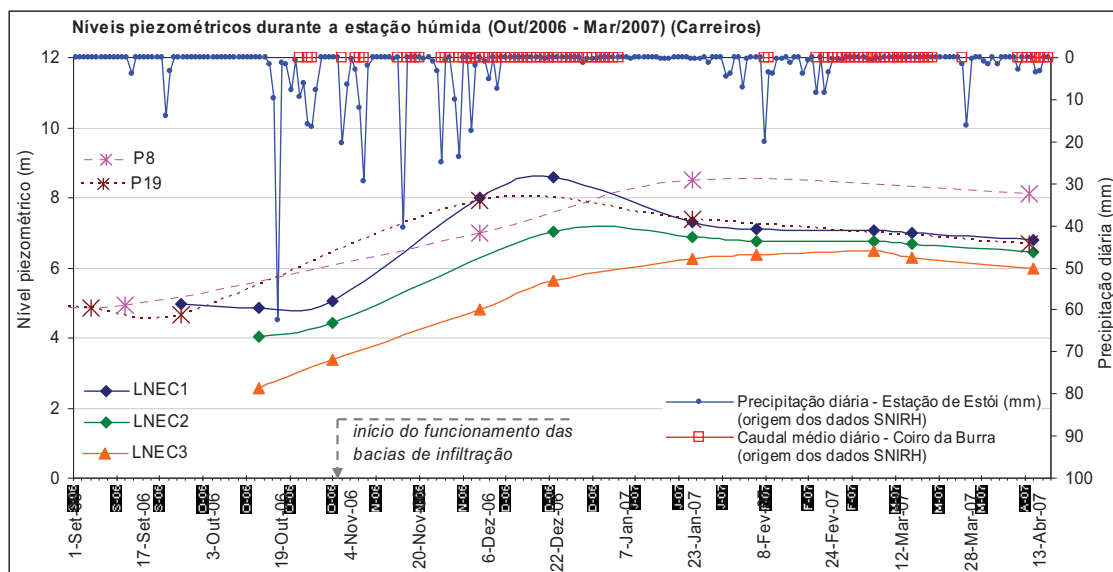


Figura 5.38 - Níveis piezométricos registadas nos piezómetros de Carreiros, durante a estação húmida (Out/2006 – Mar/2007). Precipitação diária registada na estação climatológica de Estói e caudal médio diário registado na estação de Coiro da Burra

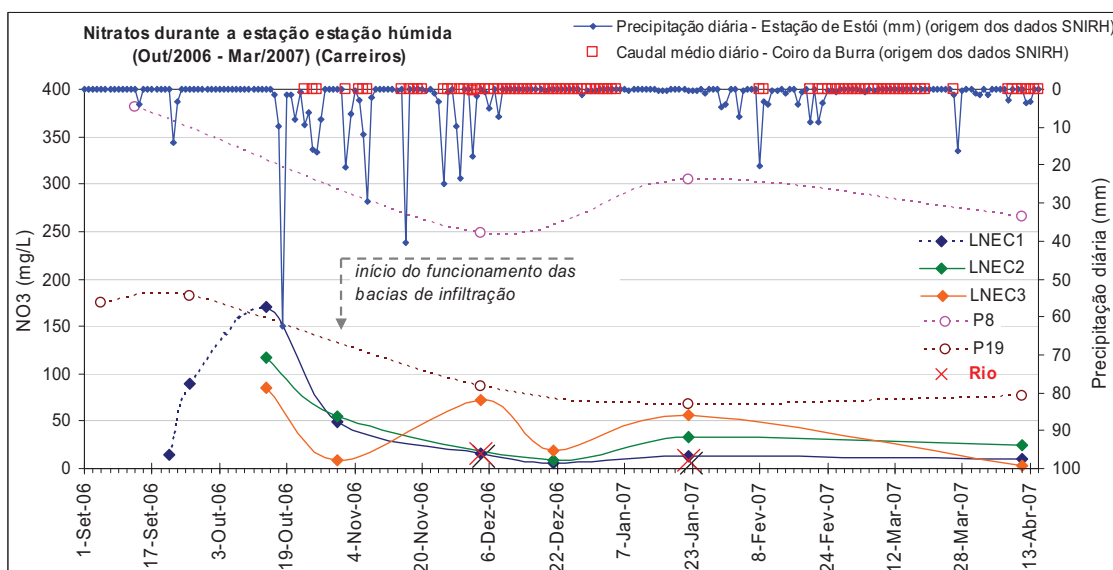


Figura 5.39 – Concentrações de nitratos nos piezómetros de Carreiros, durante a estação húmida (Out/2006 – Mar/2007). Precipitação diária registada na estação climatológica de Estói e caudal médio diário registado na estação de Coiro da Burra

O potencial hidráulico de dois pontos de água no mesmo local, que intersectam dois aquíferos diferentes (como sucede no caso do LNEC2 e do LNEC3) fornece a indicação do gradiente hidráulico, que neste caso se realiza de forma descendente, *i.e.*, do aquífero superficial para o aquífero confinado, sendo mais reduzida a diferença de potencial hidráulico no caso de estações mais chuvosas.

No segundo período, relativo à estação seca do ano hidrológico de 2007, ocorreu precipitação, no final do mês de Agosto e a meados do mês de Setembro (de 53 mm em 25-26/08 e de 5 mm em 14/09, dados do SNIRH da estação climatológica de São Brás de Alportel), provocando dois episódios isolados de escoamento no rio (caudal médio diário de 0,04 m³/s em 25/08 e de 0,01 m³/s em 12/09³, segundo os registos do SNIRH na estação hidrométrica de Coiro da Burra) e a infiltração de água do rio na zona das bacias de Carreiros. A precipitação e os níveis piezométricos do LNEC1 apresentam-se na Figura 5.40; a condutividade eléctrica e as concentrações de NO₃ e Cl apresentam-se na Figura 5.41. Mais uma vez se detectou uma melhoria da qualidade da água, causada pela infiltração da água do rio nas bacias. A infiltração de água na bacia é também evidente pela elevação do nível registada no piezómetro no mesmo período (cf. Figura 5.40).

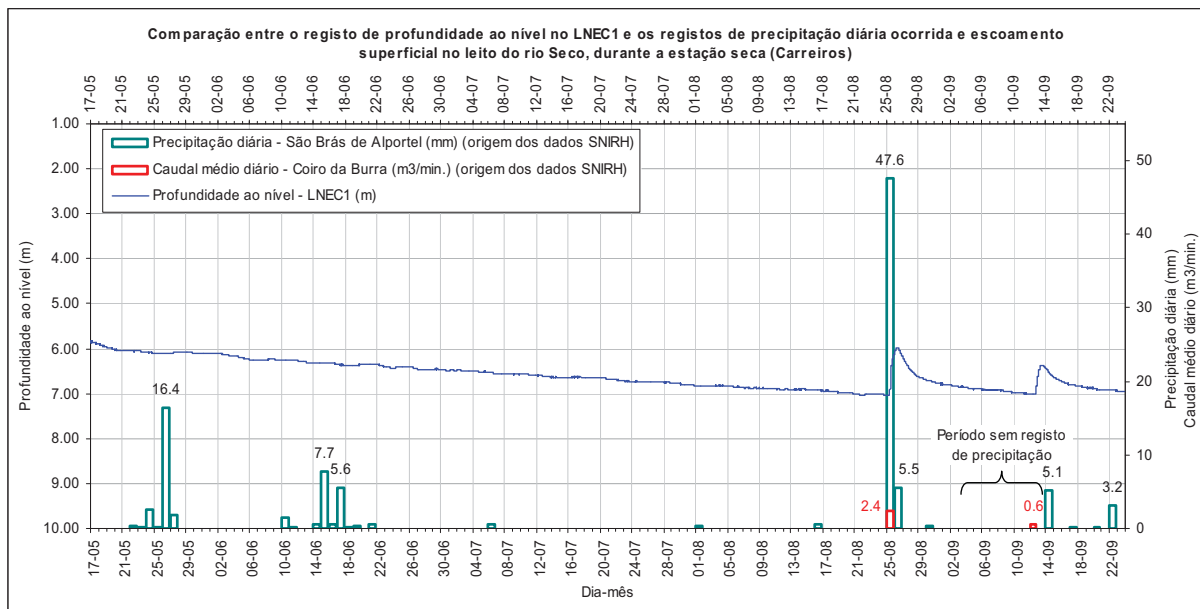


Figura 5.40 – Registo da profundidade ao nível no piezómetro LNEC1, após os primeiros eventos de escoamento superficial no rio Seco. Comparação de resultados com os valores de precipitação diária registados na estação climatológica de São Brás de Alportel e com os valores do escoamento superficial diário médio, registado na estação hidrométrica de Coiro da Burra, para o mesmo período em análise (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

O semestre húmido do ano hidrológico 2007/2008 possibilitou uma análise mais completa, incluindo a comparação dos registos de piezometria e qualidade da água, efectuados nos piezómetros, com os registos do nível de água no rio. A Figura 5.42 apresenta a variação do nível de água registado nas duas secções, a primeira colocada a montante e a segunda a jusante das bacias de infiltração cujos registos correspondem, respectivamente, aos limnígrafos Norte e Sul. Ocorreram seis eventos de escoamento superficial no rio Seco, ocorrendo o último e, também o mais importante, no início do

³ De assinalar a ausência de dados nos registos da estação Climatológica de São Brás de Alportel entre 03/-13/09, mas a existência do episódio de escoamento superficial no dia 12/09 pressupõe a ocorrência de precipitação neste dia (cf. Figura 5.40). Deste modo, o valor de precipitação que gerou o segundo evento de escoamento terá sido certamente superior a 5 mm.

período da estação seca seguinte (em Abril/2008). Apesar de o nível de água registado na secção Norte ser superior ao registado na secção Sul, apenas o cálculo dos valores de caudal permite avaliar sobre a eventual infiltração preferencial de água entre as duas secções, o que se irá descrever de seguida.

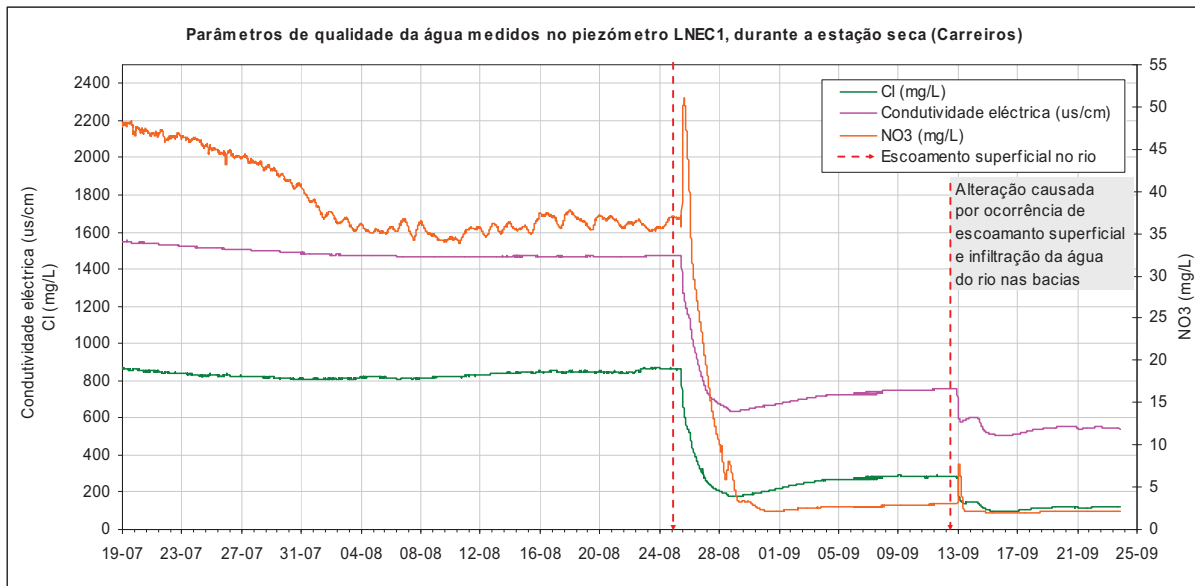


Figura 5.41 - Registo de parâmetros de qualidade da água (condutividade eléctrica, NO₃ e Cl) no piezómetro LNEC1, após os primeiros eventos de escoamento superficial no rio Seco (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

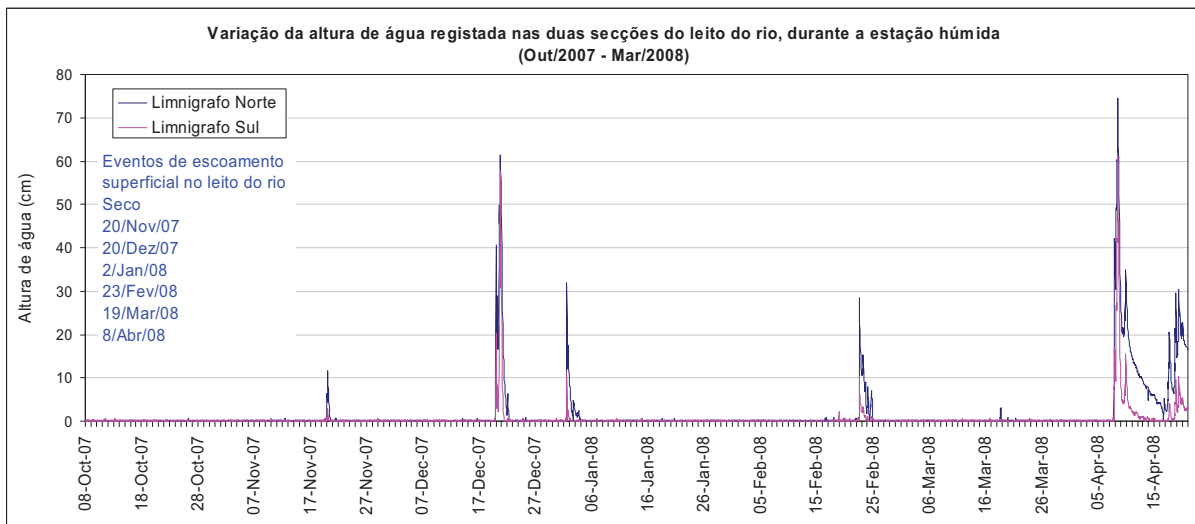


Figura 5.42 – Variação do nível de água registado nas duas secções transversais, a montante e a jusante das bacias de infiltração, durante a estação húmida (Out/2007 – Mar/2008)

Foram determinadas, com base no nível de água e dimensões das duas secções transversais, as respectivas curvas de vazão que permitem calcular o caudal que passa em cada secção. As curvas de vazão podem obter-se pela aplicação das fórmulas de Chézy e de Strickler (Lencastre, 1983), que se escrevem do seguinte modo:

$$(Q/\sqrt{i}) = CS\sqrt{R} \quad \text{e} \quad (Q/\sqrt{i}) = K_sSR^{2/3} \quad \text{Eq. 5.1}$$

em que,

Q = caudal (L³/T) = CS√Ri

U = velocidade média numa secção = C√Ri

- i = perda unitária de energia, igual à inclinação do fundo do canal e à inclinação da superfície livre (utilizou-se um valor mínimo para a inclinação de 0,0001).
- C = coeficiente que pode ser dado pela fórmula de Bazin [$C=(87\sqrt{R})/(K_B+\sqrt{R})$] ou de Kutter [$C=(100\sqrt{R})/(K_k+\sqrt{R})$] (aplicou-se neste caso a primeira)
- K_B e K_k = coeficientes que traduzem a rugosidade das paredes (valores tabelados) seleccionou-se $K_B= 1,30 \text{ m}^{1/2}$
- S = Secção molhada [fórmula para a secção transversal = $(l+mh)h$]
 [m=1/1 ; l=largura menor; h=altura de água]
- R = raio hidráulico = S/P em que P =perímetro molhado= $1+2h\sqrt{l+m^2}$
- K_s = coeficiente de rugosidade da fórmula de Strickler ($L^{1/3}/s$) (valor tabelado utilizado 1,3)

Os segundos membros destas igualdades são funções da natureza das paredes e da forma geométrica da secção; fixada a natureza da parede, definem uma função da secção molhada e conseqüentemente da altura de água. Traçada a função $f(h)=CS\sqrt{R}$, o valor de h corresponde à altura de água uniforme. A função $f(h)$ chama-se curva de capacidade de vazão da secção respectiva (Lencastre, 1983). Considerando a largura das secções Norte e Sul de 5,55 m e 6,04 m, respectivamente, e os níveis de água registados foi possível, pela aplicação da fórmula de Chézy, determinar a curva de vazão característica de cada evento monitorizado. A Figura 5.43 apresenta as curvas de vazão determinadas para a secção Norte e Sul. Seleccionou-se como curva de vazão representativa a obtida com os dados do último evento por ter sido o de maior duração e no qual se registaram as alturas de água mais elevadas. A determinação da diferença do caudal que passou em cada secção indica, o volume de água que se infiltrou, no troço do rio entre estes dois pontos, e fornece uma estimativa do volume incorporado no aquífero. Este valor foi avaliado para cada evento e os resultados apresentam-se no Quadro 5.10. Calculou-se um valor aproximado do volume infiltrado nas bacias de cerca, de $0,10 \text{ hm}^3$, entre Outubro/2007 a Abril/2008. Em termos médios e considerando uma superfície de recarga das bacias de 200 m^2 , a taxa de infiltração avaliou-se em $0,77 \text{ m/d}$, sendo contudo de assinalar uma taxa de recarga mais elevada de $1,67 \text{ m/d}$ num evento inicial e um decréscimo nos eventos seguintes que, eventualmente, pode indiciar alguma colmatção do sistema.

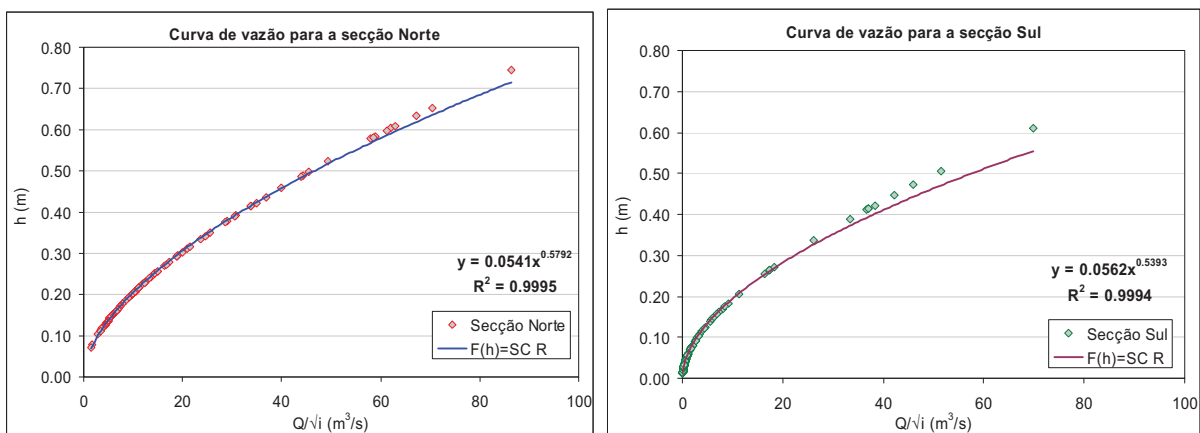


Figura 5.43 – Curvas de vazão determinadas para as secções do rio a Norte e Sul das bacias de infiltração pela aplicação da fórmula de Chézy. Eixo dos xx representa (Q/\sqrt{i})

Quadro 5.10 – Descrição dos eventos de escoamento superficial monitorizados no rio Seco e avaliação do volume de água infiltrado entre secções

| Data/hora Eventos de escoamento superficial | Duração do evento de escoamento superficial (h) | Nível de água máximo na secção Norte (m) | Volume de água infiltrado entre secções (m ³) | Estimativa do volume de água infiltrado nas bacias (m ³ /h) | Taxa de infiltração estimada (m/d) |
|---|---|--|---|--|------------------------------------|
| 20-11-07 17:00 | 14 | 12 | 555 | 40 | 0,20 |
| 21-11-07 06:00 | | | | | |
| 20-12-07 17:00 | 54 | 61 | 18053 | 334 | 1,67 |
| 22-12-07 23:00 | | | | | |
| 02-01-08 08:00 | 44 | 32 | 3326 | 76 | 0,38 |
| 04-01-08 14:00 | | | | | |
| 23-02-08 07:00 | 57 | 28 | 5676 | 100 | 0,50 |
| 25-02-08 16:00 | | | | | |
| 08-04-08 13:00 | 316 | 75 | 71298 | 226 | 1,13 |
| 21-04-08 17:00 | | | | | |
| Volume total infiltrado (hm³) | | | | 0,10 | |
| Taxa de infiltração média (m/d) | | | | 0,77 | |

Procurou-se avaliar a relação entre o volume infiltrado estimado e a altura de água nas bacias tentando, à semelhança do que foi feito nos ensaios de recarga artificial anteriores, estabelecer uma relação entre carga hidráulica na bacia e taxa de infiltração determinada. Uma vez que não se conhece a altura de água nas bacias utilizou-se o valor da altura da água registado na secção Norte, sendo contudo de esperar um valor ligeiramente inferior nas bacias. O gráfico da Figura 5.44 apresenta a projecção destes valores, tendo-se verificado que existe uma correlação elevada (97%), dada pela expressão que se assinala no gráfico. Destaca-se uma ausência de correlação num conjunto de pontos para alturas de água maiores; ou seja, a partir dos 0,4 m de altura de água a influência da carga hidráulica na bacia deixa de ser tão evidente, passando outros factores, como a própria permeabilidade das formações abaixo da bacia, a condicionar o processo de infiltração.

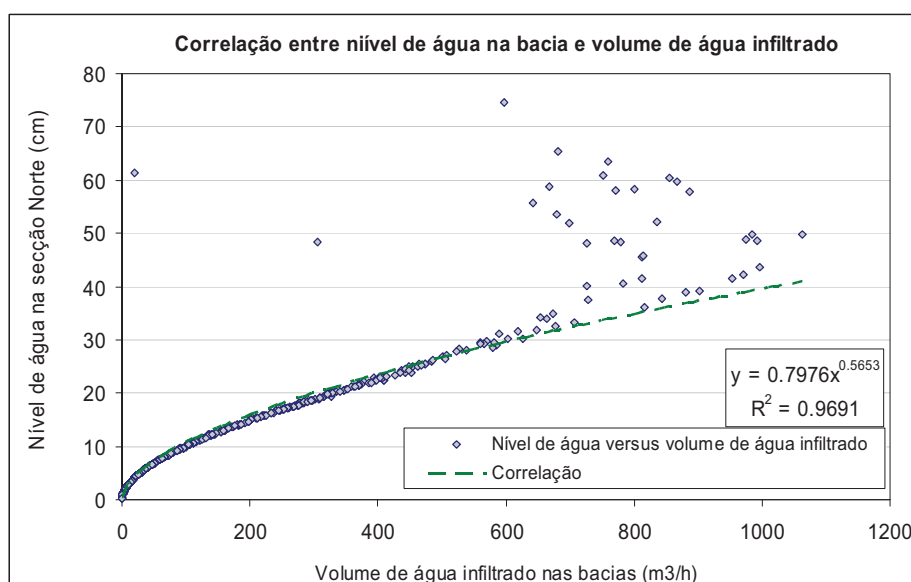


Figura 5.44 – Correlação entre o nível de água na bacia de infiltração e volume de água infiltrado

Finalmente, os registos de qualidade da água (condutividade hidráulica e concentrações de NO₃ e Cl) e piezometria para o período em análise (Outubro/2007-Maio/2008) proporcionaram informações interessantes (Figura 5.45 à Figura 5.50). A variação de piezometria foi feita em separado, para os três piezómetros, devido ao efeito de escala.

Foram representados nos gráficos os períodos de ocorrência de escoamento superficial no rio, de forma a se poder estabelecer uma relação destes eventos com a componente qualitativa e quantitativa das águas subterrâneas.

Nestes gráficos assinaram-se, para efeito de validação dos registos de NO₃ fornecidos pelas sondas, os valores resultantes da análise química laboratorial das amostras recolhidas nas campanhas de Out/2007 e Abr/2008. Esta questão é necessária para validação dos resultados de qualidade dos sensores com os resultados fornecidos pela análise química laboratorial, que se espera ser mais rigorosa. Os resultados fornecidos pelo sensor do LNEC2 são os menos validados, em termos comparativos de valor absoluto, com o resultado laboratorial.

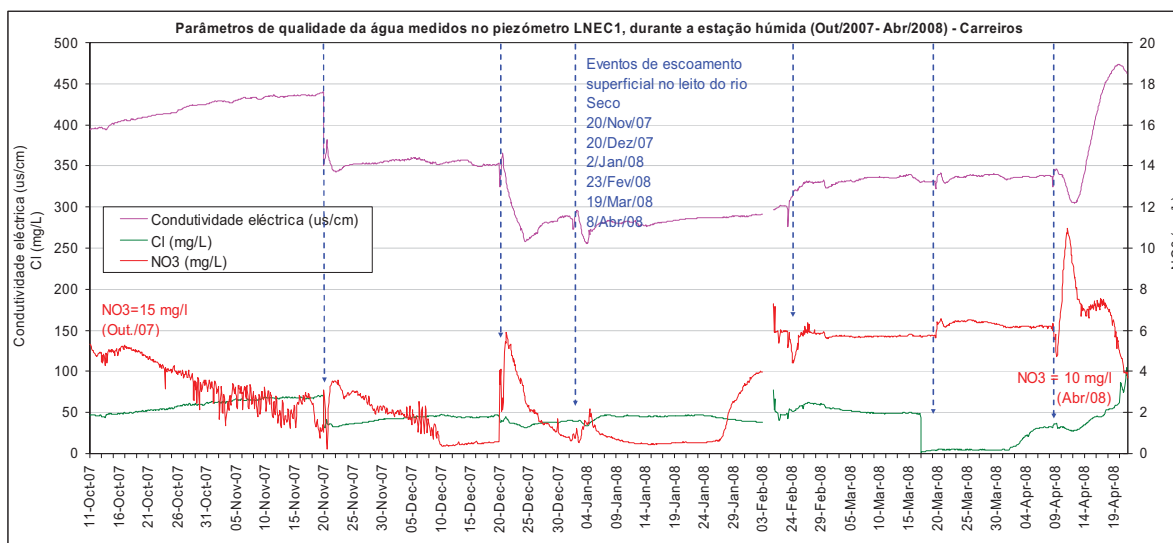


Figura 5.45 – Parâmetros de qualidade da água medidos no piezômetro LNEC1, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008)

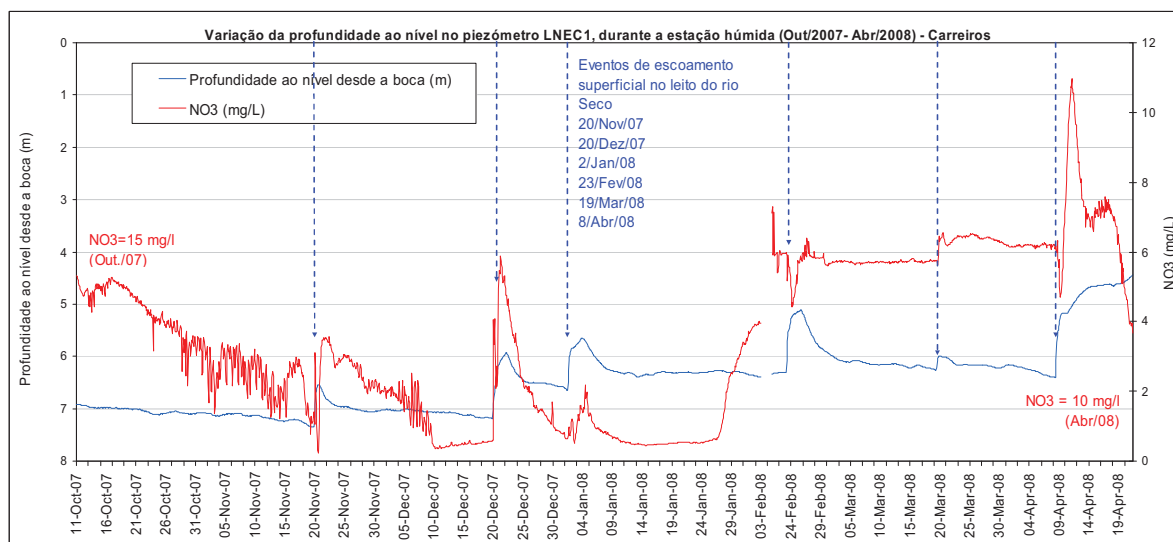


Figura 5.46 – Variação da profundidade ao nível e concentração de NO₃ registadas no piezômetro LNEC1, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008).

As águas subterrâneas neste local, situado no leito do rio Seco, na zona de Carreiros, apresentam valores baixos⁴ de NO₃, o mesmo também se verificou em uma mais

⁴ Concentrações NO₃ < 50 mg/L, sendo este o Valor Paramétrico (VP) referido no Decreto-Lei nº 306/2007, de 27 de Agosto, que estabelece o regime da qualidade da água para consumo humano.

amostra de água superficial recolhida durante o último evento de escoamento do rio Seco (Abril/2008), com valor < 10 mg/L.

No registo do piezómetro LNEC1 (Figura 5.45 e Figura 5.46) obteve-se uma série temporal completa do período húmido em análise. Nos piezómetros LNEC2 e LNEC3 apenas se conseguiu uma série temporal parcial por questões relacionadas com avaria do equipamento. O LNEC1, por estar instalado no aquífero superficial, é o que melhor reage e de forma mais pronunciada à infiltração do escoamento superficial. Em termos de qualidade da água, as evidências de melhoria estão bem marcadas quer no LNEC1 quer no LNEC2 (e.g. na condutividade eléctrica). No LNEC1, as oscilações do NO₃ não apresentam sempre o mesmo padrão, no entanto, nota-se uma elevação seguida de descida logo após o evento de infiltração que poderá indiciar a mesma variação na própria água do rio, trazendo no início da chuvada uma carga de sais mais elevada. A concentração de NO₃ tem, contudo, valores com uma baixa ordem de grandeza (<15 mg/L). No caso do LNEC2 (Figura 5.47 e Figura 5.48), onde a concentração de NO₃ inicial é mais elevada (54 mg/L), ocorreu variação de 37 mg/L.

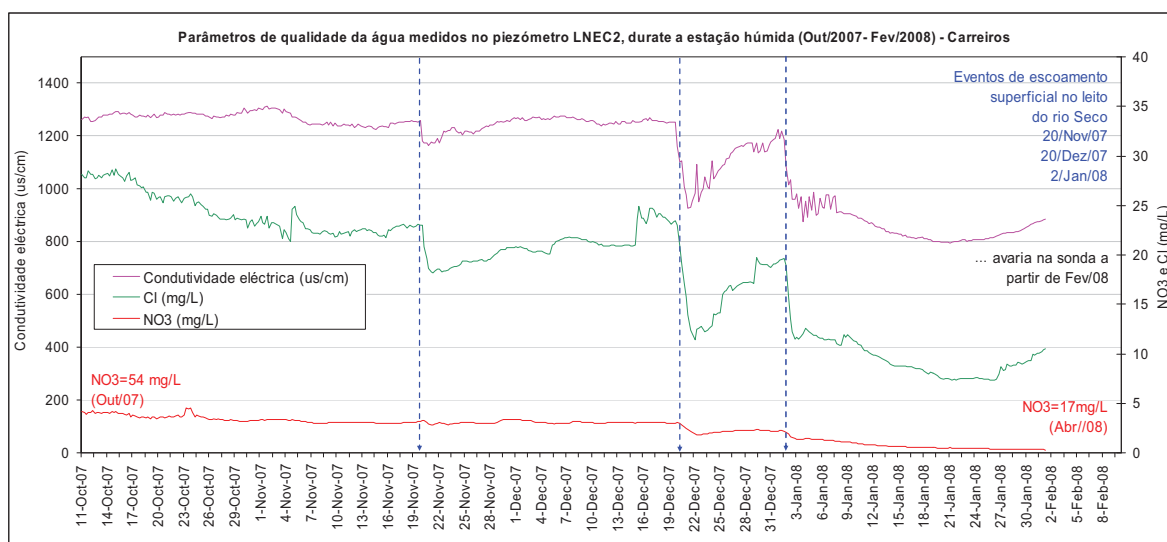


Figura 5.47 - Parâmetros de qualidade da água medidos no piezómetro LNEC2, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008)

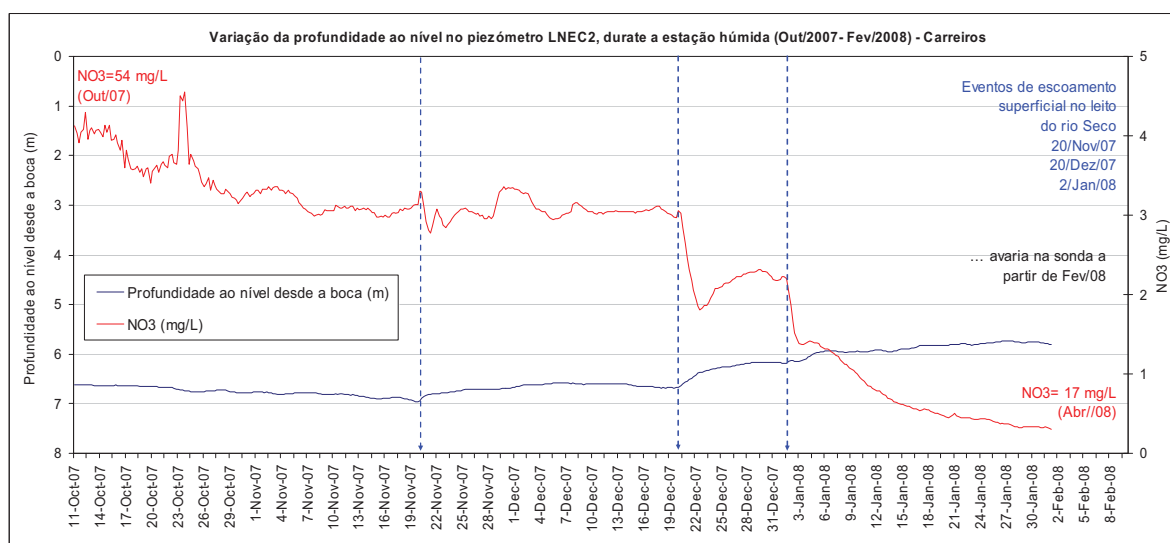


Figura 5.48 - Variação da profundidade ao nível e concentração de NO₃ registadas no piezómetro LNEC2, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008).

A presença da camada de confinamento que separa o aquífero freático do aquífero confinado está bem assinalada através dos registos de piezometria relativos ao piezómetro LNEC3 (Figura 5.50). Numa primeira análise da Figura 5.49 e Figura 5.50, não parece existir relação entre os episódios de escoamento superficial e a elevação de piezometria, mas o mesmo não se pode afirmar com certeza relativamente às variações de NO₃ e Cl que parecem reagir exactamente nos mesmos períodos. No entanto e porque a resposta da piezometria é pouco evidente, as variações de qualidade devem estar relacionadas com o escoamento subterrâneo profundo influenciado pela infiltração a montante do local de Carreiros.

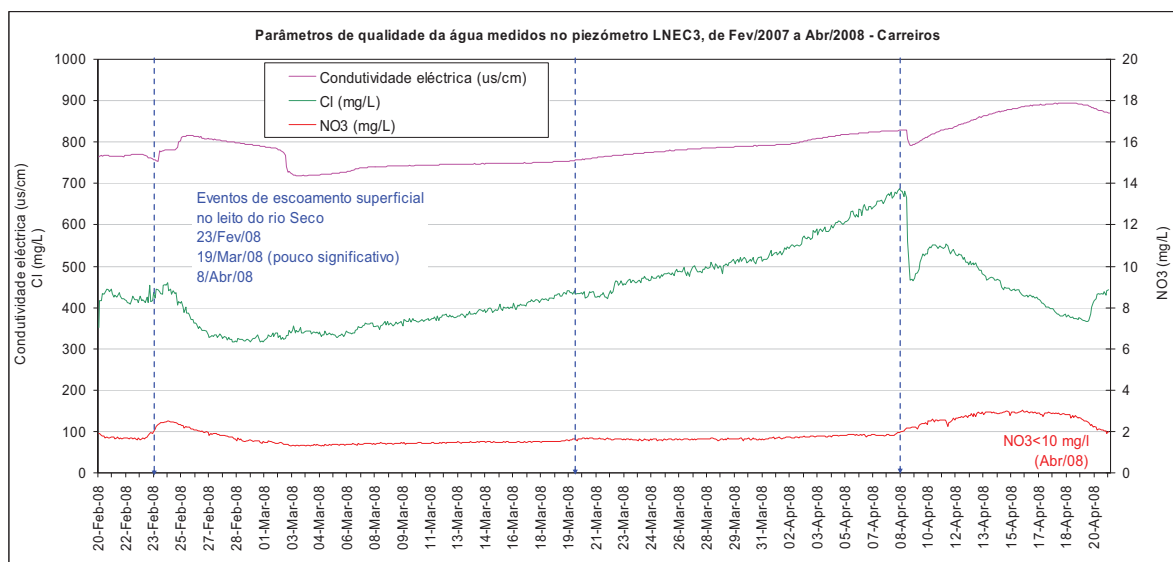


Figura 5.49 – Parâmetros de qualidade da água medidos no piezómetro LNEC3, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008)

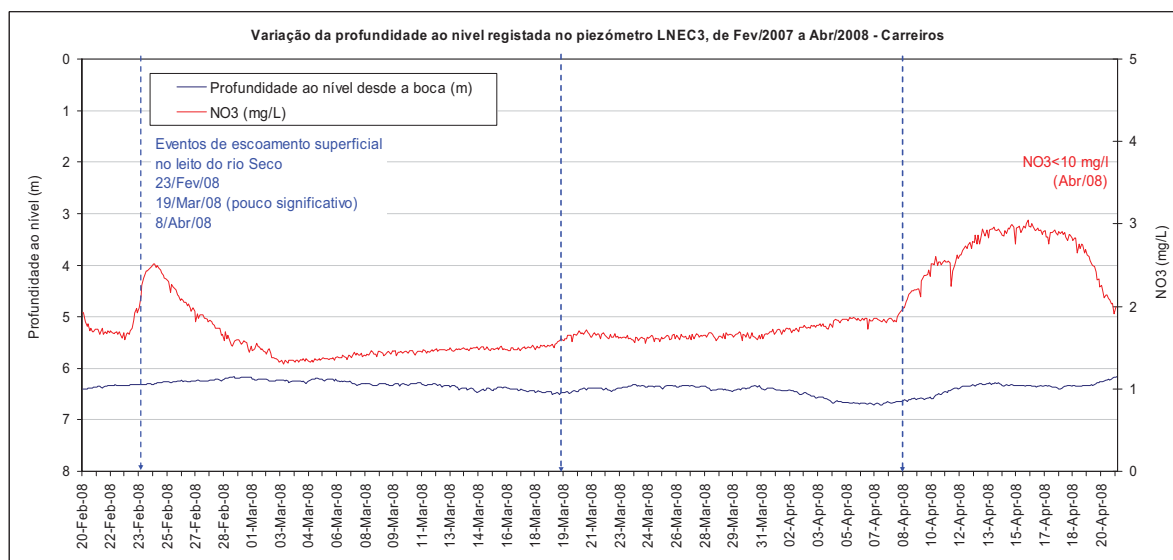


Figura 5.50- Variação da profundidade ao nível e concentração de NO₃ registadas no piezómetro LNEC3, durante a estação húmida (Outubro/2007 a Abril/2008).

5.4.5 Análise dos resultados obtidos no ensaio de infiltração/traçador (quantidade)

A estimativa dos valores relativos às taxas de infiltração na bacia Sul foi realizada de três formas distintas:

1ª) Foi regulado o volume de água descarregado para o interior da bacia, necessário para manter constante uma altura de água de 20 cm, durante o dia. O volume de água infiltrado na bacia, durante o ensaio de recarga foi de 120 m³/dia (*i.e.* 5 m³/h) para uma área total, inicialmente estimada em 100 m². Assim, dividindo pela área da bacia a taxa de infiltração estimada foi de 1,20 m/dia, durante o ensaio.

2ª) Foi medida a descida do nível de água num pequeno piezómetro, instalado no interior da bacia, durante a noite, período em que o ensaio era interrompido. A taxa de infiltração média foi estimada através da descida do nível em função do intervalo de tempo (durante 5 noites). Foram obtidos valores semelhantes de 1,81, 1,36 e 0,66 m/dia, variando de acordo com a carga hidráulica existente que exerce pressão e incrementa a taxa de infiltração (*cf.* Quadro 5.11).

3ª) Foi medida a subida do nível da água no pequeno piezómetro durante o enchimento da bacia, com caudal de 22 m³/h. A comparação destes dois valores pode ser útil para estimar a taxa de infiltração durante o enchimento da bacia.

Quadro 5.11 – Taxas de infiltração estimadas durante os ensaios de infiltração realizados na bacia Sul de Carreiros, com base nos registos de variação da altura de água no pequeno piezómetro

| Dias | Tempo (h) | Carga hidráulica (m) ⁽¹⁾ | Taxa de infiltração média (cm/h) | Taxa de infiltração média (m/d) |
|------------------------|-----------|-------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| 03 a 04 e 07 a 11 Maio | 12,6 | variável (de 4,69 a 3,54) | 7,53 | 1,81 |
| 04 a 07 Maio | 63 | variável (de 4,58 a 0,90) | 5,70 | 1,36 |
| 11 a 18 Maio | 168 | variável (de 4,71 a 0) | 2,75 | 0,66 |

⁽¹⁾ *cf.* Figura 5.51 e Figura 5.52

A bacia de infiltração é formada por duas partes, uma subterrânea, preenchida por cascalho grosseiro e outra, acima da superfície. A área das duas partes é ligeiramente diferente uma vez que a bacia escavada em profundidade tem uma ligeira inclinação, especialmente nas paredes perpendiculares ao leito do rio, reduzindo um pouco a sua área subterrânea. A área da bacia acima da superfície medida é de 88 m²; em profundidade foi estimada da seguinte forma: dividindo o caudal de estabilização (120 m³/d) pela taxa de infiltração (1,81 m/d) chegou-se a um valor de 67 m² para a área.

A Figura 5.51 apresenta a subida do nível de água medida no piezómetro, durante três dias para a bacia subterrânea, e apenas num dos dias para a bacia à superfície. Calcularam-se taxas de enchimento para ambas as bacias. A comparação destes valores, convertidos para volumes de água colocados na bacia, com o caudal de enchimento da bacia de 22 m³/h, permitiu inferir sobre a taxa de infiltração. No caso da bacia subterrânea, não foi possível determinar este valor porque o volume calculado foi superior ao volume colocado na bacia, *i.e.*, considerando o valor mais baixo de enchimento de 0,53 m/h × área da bacia (67 m²) = 35,5 m³/h. No caso da bacia à superfície, o valor de enchimento de 0,16 m/h × área da bacia (88 m²) = 14,1 m³/h, o que daria uma taxa de infiltração de 2,16 m/d.

Os valores de porosidade foram também estimados conhecendo o volume total da bacia e o volume de vazios que corresponde ao volume de água colocado na bacia, desde o início do ensaio até aparecer à superfície do solo. Ambos os valores variam em cada dia de ensaio, porque a profundidade ao nível registada no interior da bacia, no início de cada ensaio, é diferente. Estes valores são apresentados no Quadro 5.12. Os valores de porosidade foram calculados considerando duas áreas da bacia, a inicialmente calculada

de 120 m² e a deduzida posteriormente de 67 m², partindo do pressuposto de que realmente a área da bacia seria mais baixa. Os valores de porosidade média foram, para o 1º caso de 0,22 e para o 2º caso de 0,40. Este último valor de porosidade parecer ser bastante mais credível, conhecendo-se já o valor da porosidade do cascalho de enchimento da bacia de 0,41, determinado em laboratório (conforme apresentado no Capítulo 4).

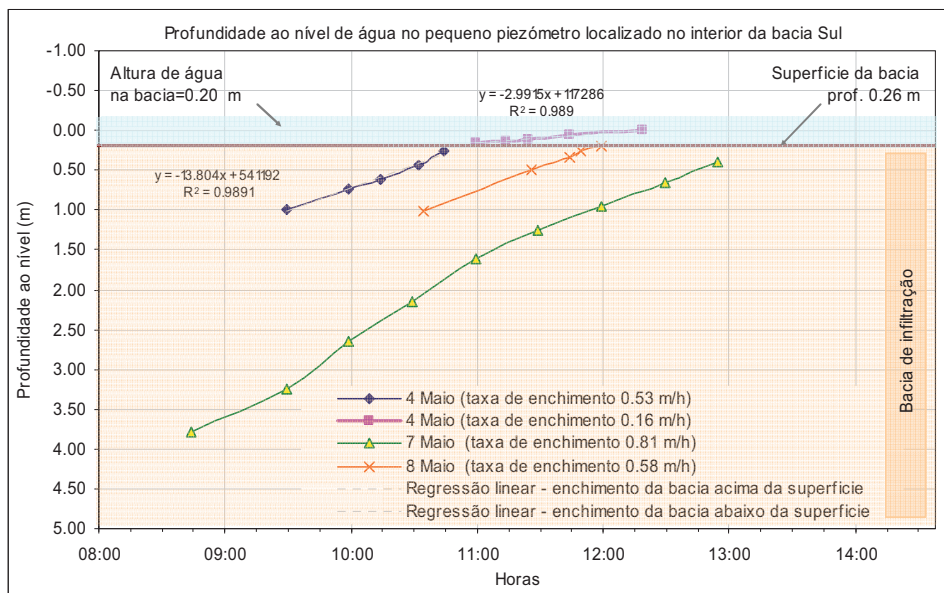


Figura 5.51 – Profundidade ao nível de água registada no pequeno piezómetro colocado no interior da bacia durante o ensaio de infiltração

Quadro 5.12 – Estimativa da porosidade da bacia subterrânea

| Dia do ensaio | Vt (área 120m ²) (m ³) | Vt (área 67 m ²) (m ³) | Vv (m ³) | n1 | n2 |
|---------------|--|--|----------------------|------|------|
| 3 Maio | 544 | 304 | 117 | 0,22 | 0,39 |
| 4 Maio | 120 | 67 | 28 | 0,23 | 0,41 |
| 7 Maio | 454 | 253 | 95 | 0,21 | 0,38 |
| 8 Maio | 112 | 62 | 28 | 0,25 | 0,44 |
| 9 Maio | 125 | 70 | 28 | 0,22 | 0,40 |
| Média | | | | 0,22 | 0,40 |

Vt (120 m² área) = Volume da bacia no respectivo dia do ensaio, considerando a estimativa inicial da área da bacia de 120 m² e o valor registado de profundidade ao nível no pequeno piezómetro, localizado no interior da bacia.

Vt (67 m² área) = Volume da bacia no respectivo dia do ensaio, considerando a estimativa da área da bacia de 67 m² e o valor registado de profundidade ao nível no pequeno piezómetro, localizado no interior da bacia.

Vv = Volume de água colocado na bacia desde o início do enchimento até atingir a superfície do solo, no respectivo dia do ensaio (considerando Q=22 m³/h)

n1 = Vv/Vt = Porosidade estimada considerando a área da bacia inicial de 120 m².

n2 = Vv/Vt = Porosidade estimada considerando a área da bacia calculada de 67 m².

Analisou-se a piezometria medida no LNEC1, LNEC2 e LNEC3, durante o ensaio e concluiu-se o seguinte (Figura 5.52): em relação ao LNEC1, aberto no aquífero freático e situado a jusante da bacia, é claramente influenciado pelos eventos de infiltração de água na bacia; o LNEC2, pelo contrário, não sofre influência significativa nem da extracção no LNEC3 (situado ao lado, na direcção W-E) nem da bacia; a proximidade entre ambos deveria provocar, caso estivesse aberto no aquífero mais superficial, um efeito na piezometria, o que não se verifica de forma tão evidente como no LNEC1. Relativamente ao LNEC3, aberto no aquífero confinado, apenas se representaram na Figura os valores da piezometria correspondentes à recuperação do furo após os ensaios diários de extracção de água, destinada ao enchimento da bacia.

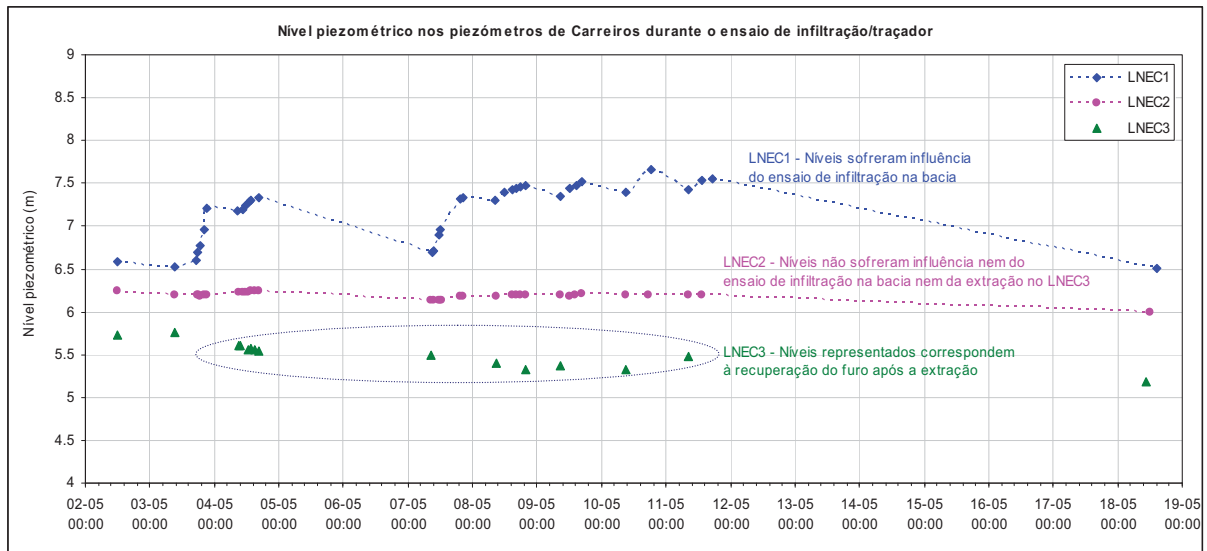


Figura 5.52 – Níveis piezométricos registados nos piezómetros (LNEC1, LNEC2, LNEC3) de Carreiros, durante o ensaio de infiltração/traçador na bacia Sul

5.4.6 Análise dos resultados obtidos no ensaio de traçador (qualidade)

Um dos resultados obtidos durante o ensaio de traçador foi a curva de chegada do NaCl ao LNEC1, traduzida pela variação da condutividade eléctrica e pela variação da concentração de Cl (cf. Figura 5.53). Neste gráfico está também projectada a variação da profundidade ao nível da água registada no mesmo piezómetro. Esta curva permitiu estimar o tempo de chegada de uma partícula de traçador, desde a superfície da bacia de infiltração (atravessando cerca de 5 m de material de cascalho grosseiro do preenchimento da bacia, por escoamento vertical e cerca de 2,5 m em material arenoso até ao piezómetro, na zona saturada). Os valores de porosidade de ambos os materiais são de 41% e 35%, respectivamente. O tempo de percurso total foi de 29 h até se ter detectado o início da subida da curva e de 66 h até se ter detectado o valor máximo ou o pico de chegada do traçador. O traçador move-se como resultado da advecção, causada pelo escoamento subterrâneo, mas é a dispersão hidrodinâmica (causada pela difusão molecular e a dispersão mecânica) que produz a curva que se obtém. Outro processo que afecta o transporte no meio subterrâneo seria o retardamento, causado pela adsorção, mas que neste caso não se aplica porque idealmente o traçador usado é conservativo, não interagindo como o meio envolvente. Então a V_i estimada foi de 2,73 m/d para uma distância total de 7,5 m e um tempo percorrido de 66 h. Separando a V_D para a 1ª parte do trajecto (bacia) e 2ª parte do trajecto (zona saturada) têm-se 1,12 m/d e 0,96 m/d, respectivamente. Esta separação das velocidades deve-se à presença de materiais com diferentes valores de porosidade. A k na zona saturada foi estimada em 2,82 m/d, assumindo como gradiente entre o LNEC1 e o pequeno piezómetro, colocado no interior da bacia, 0,34⁵.

De salientar que os valores calculados correspondem ao escoamento influenciado, por efeito de um ensaio de recarga artificial, estando por este motivo sobrestimados em relação aos valores reais.

⁵ O gradiente determinou-se entre o LNEC1 e o pequeno piezómetro instalado na bacia. A distância entre ambos é de 6,60 m e a diferença de nível entre os dois de 2,25 m. A altura de água no piezómetro era de 20 cm acima do solo, sendo este valor correspondente também ao rebaixamento que se efectuou na superfície da bacia. Assim, o nível de água no piezómetro coincide com a superfície topográfica. A profundidade ao nível no piezómetro era de 2,25 (3,7-1,45 m). Logo o gradiente hidráulico calculou-se em 0,34.

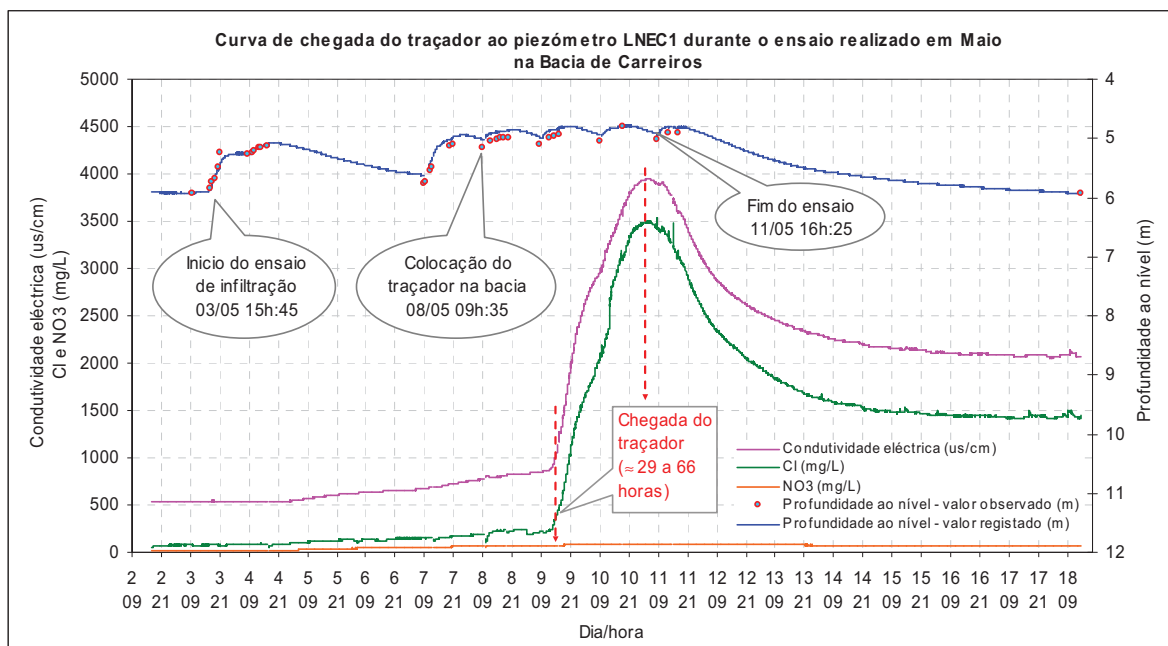


Figura 5.53 – Parâmetros de qualidade da água (condutividade eléctrica, concentrações de Cl e NO₃) e profundidade ao nível monitorizados no piezómetro LNEC1 durante o ensaio de traçador na bacia de infiltração de Carreiros (Lobo Ferreira *et al.*, 2007b)

A avaliação do ensaio de traçador, em termos de qualidade da água, foi completada com a recolha de amostras de água nos três piezómetros e na água da bacia, para medição dos parâmetros físico-químicos *in situ* e posterior análise química de aniões maiores. Os resultados mais relevantes estão apresentados na Figura 5.54 (concentrações de Cl, NO₃, SO₄ e condutividade eléctrica). A influência do ensaio de traçador é nitidamente assinalada no LNEC1, não só por se localizar para jusante da bacia mas também por estar aberto no aquífero freático, a uma profundidade de cerca de 4,5 m. O LNEC2, localizado para montante da bacia não evidencia a influência do ensaio de traçador. Contudo, os aniões analisados sofreram um ligeiro decréscimo durante a infiltração de água na bacia, para voltarem, após terminada a influência do ensaio, aos valores iniciais. A água da bacia era proveniente do LNEC3, pelo que a composição das duas águas é muito semelhante, exceptuando o período curto de dissolução do traçador na água da bacia, altura em que a concentração de Cl atinge os 218 mg/L e a condutividade eléctrica 4280 µs/cm. Estes valores máximos estão abaixo dos que seriam de esperar conhecendo a quantidade de NaCl adicionado à bacia, o que se deve ao facto desta amostra ter um desfasamento de cerca de 2,5 horas relativamente à altura de colocação do traçador. Por outro lado, também a sua elevada taxa de dissolução na água da bacia e maior densidade da água salobra resultante facilitam a rápida infiltração do traçador nos materiais que constituem a bacia e percolação em profundidade.

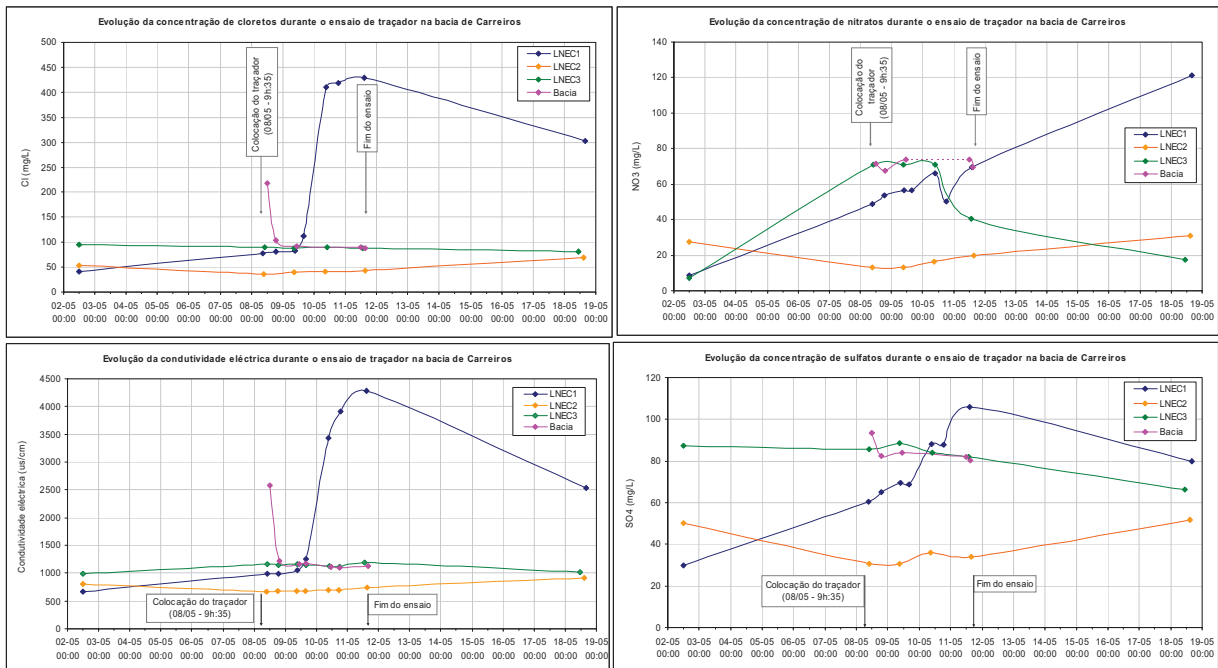


Figura 5.54 – Evolução de parâmetros de qualidade da água durante o ensaio de traçador na bacia de Carreiros

5.4.7 Aplicação de métodos geofísicos de resistividade eléctrica durante o ensaio de traçador

A análise do caso de estudo de Carreiros, durante o ensaio de traçador, foi aprofundada recorrendo à aplicação de métodos geofísicos de resistividade eléctrica. As campanhas de geofísica e a interpretação dos resultados obtidos foram realizadas pelo Núcleo de Geologia de Engenharia e Ambiente do Departamento de Geotecnia do LNEC, no âmbito do Projecto Gabardine (cf. Mota, 2007).

O principal objectivo consistiu em determinar pela análise das tomografias resultantes de vários perfis de resistividades eléctrica o sentido de escoamento subterrâneo na zona circundante das bacias de infiltração do leito do rio. A situação de referência, antes da realização do ensaio de infiltração, foi caracterizada no final de Janeiro de 2007. Nesta altura foram realizados os primeiros cinco perfis, um longitudinal e quatro transversais ao leito do rio (Perfil I a V). Em Maio, a situação de referência foi de novo representada pouco antes da realização do ensaios. Durante a realização do ensaio de infiltração e de traçador, entre o dia 4 e 11 deste mês, foram repetidas as leituras dos perfis para diferentes intervalos de tempo. Dois novos alinhamentos (Perfil VI e VII) foram incluídos com o objectivo de detectar uma eventual migração da anomalia de baixa resistividade devida à injeção do traçador, para W ou E do rio Seco. Foram realizados no seu conjunto sete perfis de resistividade eléctrica com dispositivo Dipolo-Dipolo, localizados na Figura 5.55, seguindo os alinhamentos que se apresentam no Quadro 5.13. No conjunto foram realizados 30 perfis, seguindo os alinhamentos referidos. Contudo, foi seleccionado o perfil longitudinal, ao longo do leito do rio, que atravessa as duas bacias (Perfil I), para se proceder à repetição da leitura em intervalos de tempo consecutivos durante o ensaio de traçador. A identificação dos perfis com a designação de Perfil I ao Perfil VII, incluiu a data e hora de realização do mesmo (Mota, 2007).



Figura 5.55 – Localização dos sete perfis de resistividade eléctrica realizados no caso de estudo de Carreiros (Mapa de base retirado do *Google Earth*) (extraído de Mota, 2007)

Quadro 5.13 – Perfis de resistividade eléctrica e alinhamentos direccionais

| Perfil de resistividade eléctrica | Alinhamento | Localização |
|-----------------------------------|-------------|--|
| Perfil I | NNW-SSE | Longitudinal, ao longo do leito do rio |
| Perfil II | NW-SE | Transversal ao leito do rio, a montante das bacias |
| Perfil III | ENE-WSW | Transversal ao leito do rio, intersecta a bacia Norte |
| Perfil IV | NE-SW | Transversal ao leito do rio, intersecta a bacia Sul |
| Perfil V | ENE-WSW | Transversal ao leito do rio, intersecta o piezómetro LNEC1 |
| Perfil VI | NNW-SSE | Longitudinal, margem esquerda |
| Perfil VII | NNW-SSE | Longitudinal, margem direita |

A prospecção por métodos eléctricos baseia-se na geração de um campo eléctrico, através da injeção de corrente eléctrica no terreno por meio de dois eléctrodos metálicos, e medição da diferença de potencial eléctrico entre dois outros pontos. As variações mais significativas do campo eléctrico podem corresponder a heterogeneidades litológicas ou a anomalias de resistividade dos materiais. Tendo em conta que a corrente eléctrica se propaga no terreno através do electrólito composto pela água existente nos intervalos entre as partículas do solo e os sais nela dissolvidos, a resistividade depende não só da porosidade do material que compõe o terreno, como também do seu teor em água e da concentração dos iões nela dissolvidos (Mota, 2006).

A execução dos perfis geoelectricos foi realizada com o equipamento *Lund Imaging System* da ABEM, um sistema automático composto por quatro cabos multi-condutores e 41 eléctrodos de aço, pelo módulo LUND ES 464 e pelo resistivímetro ABEM *Terrameter SAS 4000*. A inversão dos dados obtidos da pseudo-secção de resistividades aparentes, ou seja, a obtenção das tomografias geoelectricas 2D, que representam graficamente uma imagem bidimensional da variação da resistividade do terreno em profundidade, foi efectuada utilizando o programa *Res2Dinv v3.51* (Mota, 2006).

Existem diversos dispositivos de prospecção geoelectrica, pelo método da resistividade. A utilização do dispositivo Dipolo-Dipolo foi, segundo Mota (2006), devida a elevados contrastes laterais e à influência topográfica na zona próxima das bacias de infiltração. Todos os perfis foram realizados com uma distância entre dipolo de 3 m, o que um total de 120 m de comprimento para cada perfil, 40 dipolos e uma profundidade máxima de investigação de 16 m.

Os modelos de resistividade apresentados em Mota (2006) utilizam a mesma escala graduada de cores, para facilitar a comparação de resultados. Considerou-se que o nível zero da superfície topográfica corresponderia à superfície do leito do rio e que todos os perfis foram realizados com os números de dipolo mais baixos na direcção Norte ou Oeste. O Quadro 5.14 apresenta e descreve todas as leituras efectuadas nos alinhamentos referidos. O Perfil I, que corresponde ao perfil longitudinal, foi seleccionado para a repetição das leituras, com intervalos de aproximadamente 12 em 12 horas. O modelo de resistividade eléctrica resultante neste perfil, que se apresenta na Figura 5.56, corresponde à situação de referência (Janeiro de 2007) e contém a localização dos piezómetros LNEC e de outros perfis de resistividade que cruzam este alinhamento N-S. A Figura 5.58 mostra a sequência de resultados do modelo de resistividades eléctricas calculado para este perfil. Os resultados obtidos nos perfis transversais ao leito do rio (Perfil II a V), correspondentes à situação inicial, podem observar-se na Figura 5.57, os restantes realizados durante o ensaio são apresentados em Mota (2007).

Quadro 5.14 – Perfis de resistividade eléctrica realizados em Carreiros, antes, durante e após o ensaio de infiltração e traçador (informação extraída de Mota, 2007)

| Data - Hora | Perfis realizados | Observações |
|--|-----------------------|--|
| 22/Janeiro | Perfis I a V | Situação de referência no período húmido |
| 02/Maio | Perfis I a V | Situação de referência no período seco – antes do enchimento da bacia |
| 04/Maio | Perfis I, III, IV e V | Após o 1º enchimento da bacia – situação de referência com a bacia saturada |
| 07/Maio | Perfis I, IV e V | Após o 2º enchimento da bacia – situação de referência com a bacia saturada, no dia anterior ao do ensaio |
| 08/Maio – 10h:55 08/Maio – 17h:15 09/Maio – 8h:30 09/Maio – 16h:31 10/Maio – 8h:35 10/Maio – 17h:00 11/Maio – 14h:00 | Perfil I | Após a colocação do traçador (no dia 08/05 às 9h:00), as medições foram efectuadas sensivelmente de 12 em 12 horas, durante três dias de ensaio, com a bacia saturada e uma altura de água de 20 cm. |
| 09/Maio | Perfil V | Um dia após o a colocação do traçador, com a bacia saturada |
| 10/Maio | Perfil VI | Dois dias após o a colocação do traçador, com a bacia saturada |
| 11/Maio | Perfil VI, VII | Três dias após a colocação do traçador, com a bacia saturada |
| 18/Maio | Perfil I, V, VI | Dez dias após a colocação do traçador (bacia já sem água) |

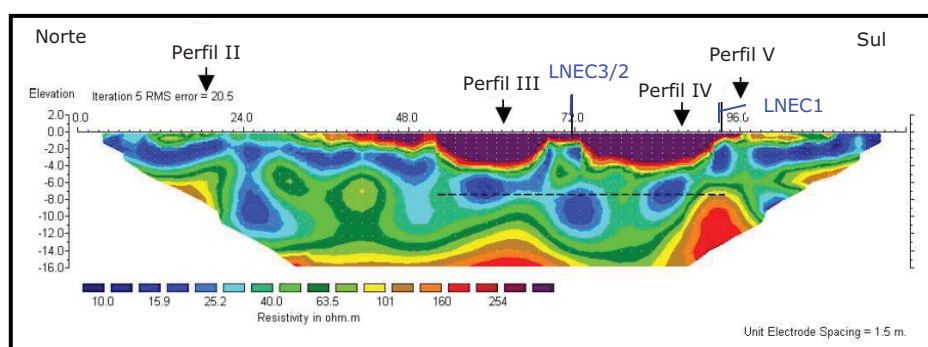


Figura 5.56 – Modelo de resistividade eléctrica resultante no Perfil I, correspondente à situação de referência (Janeiro de 2007), localização dos piezómetros LNEC e de outros perfis de resistividade que cruzam este alinhamento N-S (adaptado de Mota, 2007)

As principais conclusões da prospecção geofísica pelo método da resistividade eléctrica, apontadas em Mota (2007) e Mota *et al.* (2008), são as seguintes:

- Clara identificação das bacias de infiltração, caracterizadas por elevada resistividade devido à elevada presença de vazios (porosidade de 40%). A diferença de altura das bacias em cerca de 2 m, face ao projecto (que determinou previamente uma

profundidade de 7 m), é atribuída a uma deficiente execução e à deposição de finos durante o Inverno, que colmataram parte dos vazios em profundidade, não permitindo assim identificar claramente a fronteira inferior;

- A saturação da bacia Sul (7/Maio) fez desaparecer a correspondente anomalia de elevada resistividade, surgindo em seu lugar uma zona de baixa resistividade, devido à presença da água que preencheu os vazios entre o cascalho;
- Clara identificação do traçador no início do ensaio, preenchendo uma parte significativa da bacia (anomalia de baixa resistividade eléctrica localizada nas coordenadas 75 e 93 do Perfil I de 07/05). Nos perfis seguintes, apesar da menor concentração e maior dispersão dos sais, foi ainda possível seguir o traçador salino no seu caminho descendente e para sul (anomalia em torno da coordenada 96 a 18/05);
- Destaca-se ainda a presença de uma anomalia vertical de baixa resistividade centrada no local do LNEC3 (coordenada 72), entre os dias 8 e 11 de Maio, a qual se correlaciona com o fluxo de água provocado pela bombagem;
- 11 dias depois de injectado no sistema, o sal havia sido diluído, a pluma salina deslocou-se no sentido do escoamento subterrâneo, e a bacia sul retoma a configuração da situação de referência.

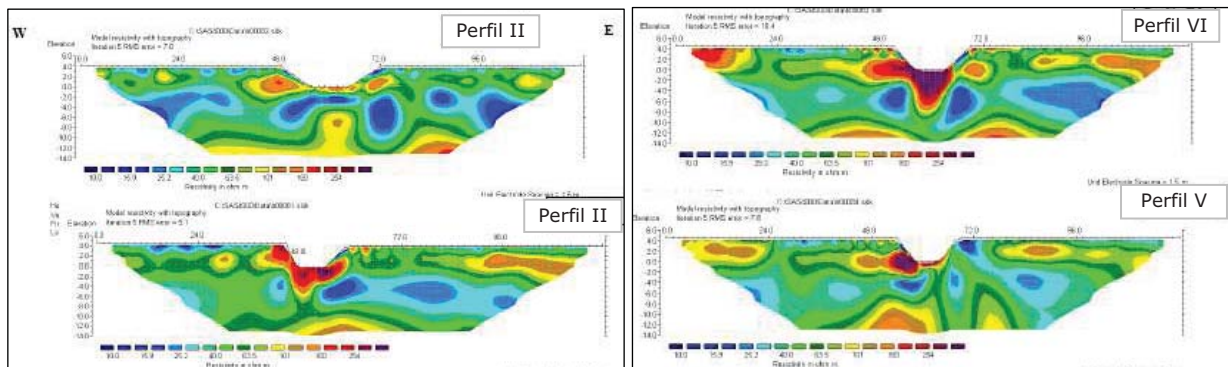


Figura 5.57 – Modelo de resistividade eléctrica para os perfis transversais ao leito do rio (Perfis II a V), correspondentes à situação de referência (Janeiro de 2007) (adaptado de Mota, 2007)

Contudo, a concentração nas águas subterrâneas só voltará à situação de referência com uma nova entrada de água para o meio subterrâneo, que ocorreu durante os primeiros eventos de escoamento e infiltração de água que se seguiram, em Agosto e Setembro de 2007 (Figura 5.41)

A detecção da pluma salina pelos métodos de resistividade eléctrica apresenta uma relação favorável comparativamente com os registos de condutividade eléctrica no LNEC1, permitindo detectar a sua migração espacial, no primeiro caso e temporal no segundo, durante a realização do ensaio de traçador na bacia. Este método de prospecção geofísica revelou-se uma ferramenta com potencialidades a considerar em qualquer fase de estudos de monitorização hidrogeológica.

5.5 Síntese conclusiva

Procurou-se sintetizar a informação obtida nos ensaios de recarga artificial em bacias de infiltração (Bacias na 1ª, 2ª e 3ª camada litológica do Areal Gordo e Bacias do leito do rio Seco) e em poços de grande diâmetro (ensaio de injeção na nora) e furos de diâmetro intermédio (ensaio de injeção no LNEC6), em termos de taxas de infiltração, com parâmetros físicos com os quais estes valores se relacionam, nomeadamente, a carga

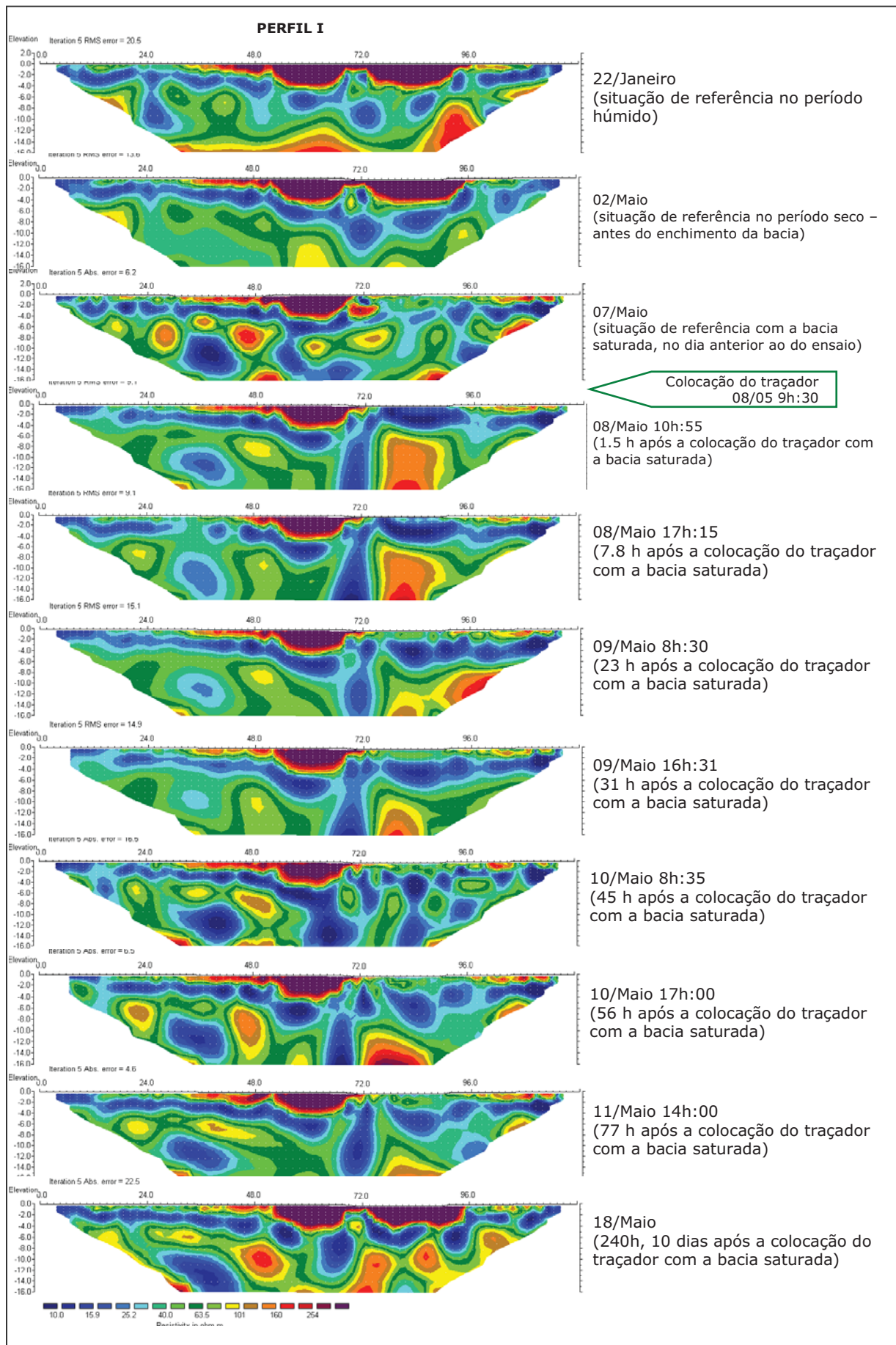


Figura 5.58 – Modelos de resistividade eléctrica obtidos no Perfil I, antes, durante e após o ensaio de traçador na bacia de infiltração do leito do rio Seco, em Carreiros (modificado de Mota, 2007)

hidráulica exercida pela coluna de água durante o ensaio e o tipo de solo, que neste caso se concretiza pela percentagem de areia nas amostras de solo respectivas.

A Figura 5.59 e a Figura 5.60 mostram o tipo de curvas de regressão, a correlação e a equação que pode ser obtida entre estas variáveis. Um dos objectivos deste tipo de análise consiste na possibilidade de poder extrapolar os resultados obtidos para outros locais, de acordo com o tipo de solo presente, ou prever taxas de infiltração em função do volume disponível para efectuar a recarga e eficiência esperada para o tipo de sistema de recarga. Estes resultados podem contribuir para o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão em termos selecção de metodologias de recarga artificial, na medida em que representam variáveis facilmente estimadas e quantificadas em função das características intrínsecas dos solos dos locais ou em função da carga hidráulica. Este resultado resume um conjunto de informação obtida previamente e foi igualmente apresentado numa das reuniões do Projecto Gabardine (em Liège, Julho, 2008).

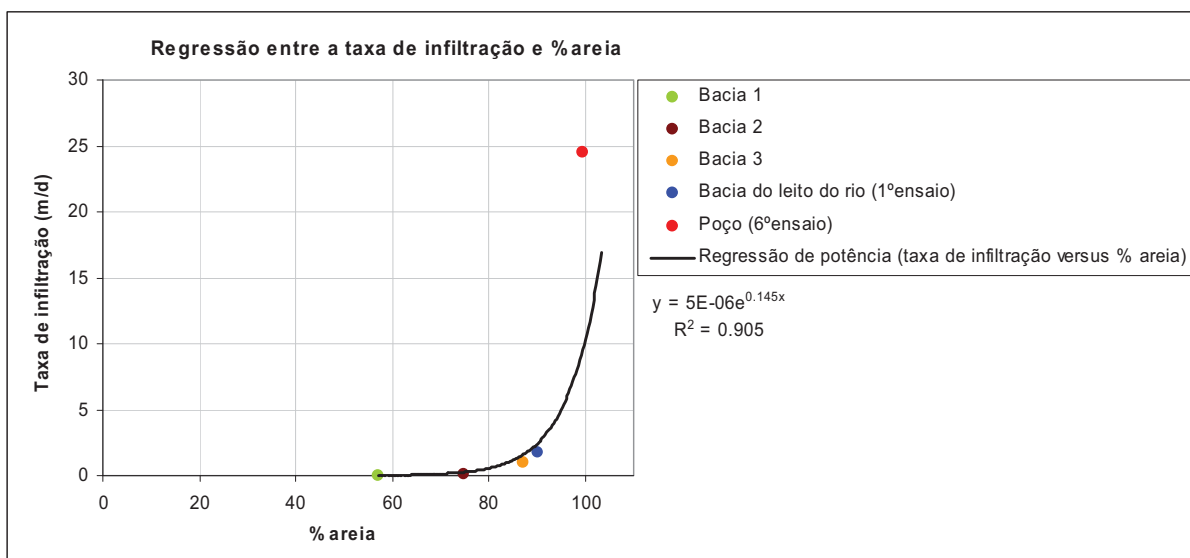


Figura 5.59 - Regressão entre a taxa de infiltração e a percentagem de areia

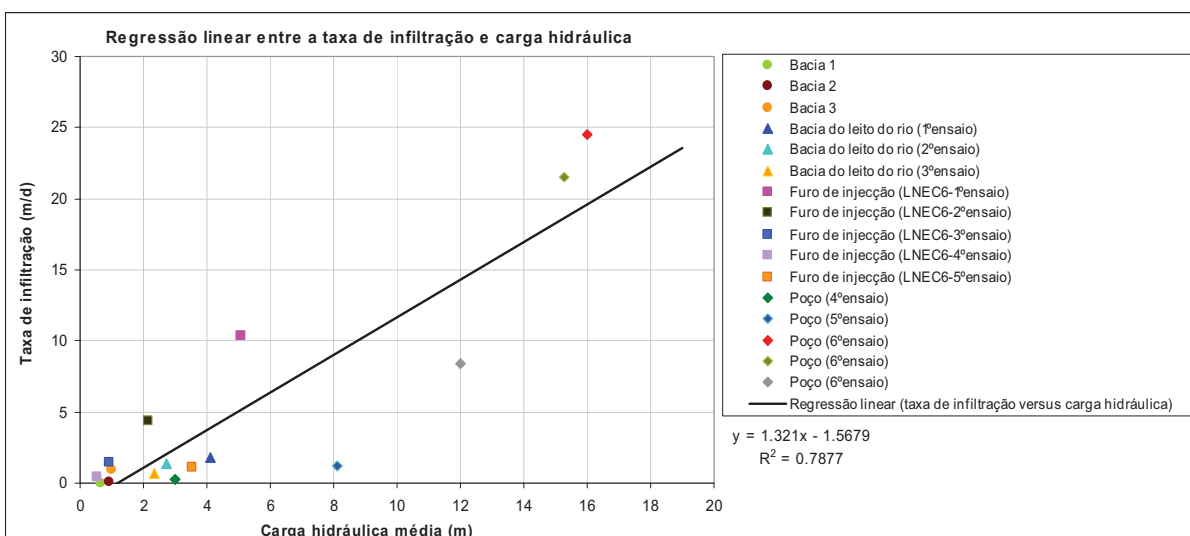


Figura 5.60 - Regressão linear entre a taxa de infiltração e carga hidráulica

CAPÍTULO 6

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DO ESCOAMENTO SUBTERRÂNEO E DO TRANSPORTE DE MASSA NO AQUÍFERO E SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO

6 MODELAÇÃO MATEMÁTICA DO ESCOAMENTO SUBTERRÂNEO E DO TRANSPORTE DE MASSA E SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO

6.1 Introdução

Neste Capítulo apresenta-se a formulação de um problema para a zona central do sistema aquífero da Campina de Faro, com o objectivo da modelação matemática do escoamento subterrâneo e do transporte de massa, a nível local, em termos de concentrações de nitratos, impondo diferentes cenários de recarga artificial que visam essencialmente reduzir a concentração deste elemento nas águas subterrâneas do aquífero superficial livre.

O modelo numérico de escoamento subterrâneo inclui o aquífero freático arenoso e o aquífero subjacente confinado calcarenítico e foi desenvolvido através do *software* FEFLOW 5.0 (*Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System*) (Diersch, 1998a,b). A modelação do escoamento foi inicialmente desenvolvida em condições de estado permanente, utilizando como referência um conjunto de dados de piezometria médios, relativos aos anos hidrológicos de 2006/2007 e 2007/2008. De seguida, evoluiu-se para o estado transitório, que pretende reproduzir as variações sazonais de escoamento existentes durante os períodos simulados, incluindo os volumes de extracção considerados para os aquíferos simulados.

O modelo de transporte de massa foi desenvolvido a partir deste modelo inicial, após a sua calibração e em estado transitório. Os cenários impostos ao modelo pretenderam simular a resposta, em termos de quantidade e qualidade da água do aquífero, face às situações de recarga artificial aplicadas. O objectivo principal consistiu na análise dos diferentes critérios de análise de decisão que serão utilizados para a optimização da

solução mais adequada, a implementar e desenvolver, tendo como base a melhoria da qualidade da água no aquífero superficial.

Descrevem-se sucintamente todas as etapas necessárias à modelação matemática, incluindo a definição do problema, a definição da geometria do domínio, a discretização espacial e temporal, a interpolação de dados, a introdução das condições iniciais e de fronteira e a simulação em regime permanente e transitório. Apresentam-se e analisam-se os resultados obtidos.

6.2 Descrição do modelo numérico utilizado

6.2.1 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) e, desde esta altura, tem vindo a sofrer melhoramentos no sentido de traduzir, o mais próximo da realidade diferentes aspectos do escoamento subterrâneo e aperfeiçoar a interface com o utilizador. 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>).

No Anexo 4 descrevem-se mais detalhadamente alguns aspectos gerais sobre o FEFLOW, nomeadamente os necessários à formulação matemática, a equação básica do escoamento subterrâneo e as equações básicas da análise numérica. Descrevem-se, também, alguns aspectos gerais necessários à definição do modelo numérico de escoamento subterrâneo e de transporte de massa utilizada no FEFLOW, nomeadamente: geração da malha, definição e discretização do problema, dados relativos ao modelo de fluxo subterrâneo, condições iniciais e de fronteira e formulações matemáticas, parâmetros do meio poroso, dados relativos ao modelo de transporte de massa e processos de calibração do modelo.

Sobre a aplicação do modelo numérico FEFLOW a casos de estudo, é conhecido um conjunto de estudos interessantes que recorreram à aplicação deste programa para a resolução de problemas reais muito diversificados, relacionados com o escoamento e o transporte em meios porosos, *e.g.* [(Kumar *et al.* (2007); Nastev *et al.* (2005); Pavelic *et al.* (2004); Ward *et al.* (2007); Milnes e Renard (2002); Riasat e Turner (2004); Mirghani (2002); Radulescu *et al.* (2007); Jakimavieuté-Maseliené *et al.* (2006); Baumle (2003), Eliasson (2000); Condeça *et al.* (2006)].

O caso de estudo num sistema aquífero Algarvio refere-se a dois trabalhos desenvolvidos no LNEC, no sistema aquífero de Monte Gordo: a) Projecto "Estudo das condições

ambientais no estuário do rio Guadiana e zonas adjacentes (Componente águas subterrâneas) - Proposta de Medidas de Gestão Ambiental, 3ª Fase”, elaborado para o Instituto da Água (INAG) (Diamantino *et al.*, 2003a; Diamantino *et al.*, 2003b); b) Projecto FCT “Valorização e Protecção da zona costeira Portuguesa: Avaliação e estudo da vulnerabilidade de sistemas aquíferos costeiros” (Lobo-Ferreira *et al.*, 2003 e Diamantino e Lobo-Ferreira, 2003). Foram abordados os aspectos da componente “Recursos Hídricos Subterrâneos”, relativos ao estudo quantitativo e qualitativo das águas subterrâneas, que incluiu o desenvolvimento de um modelo de escoamento dos sistemas hidrogeológicos de porosidade intergranular e de transporte, visando o estudo da posição actual da interface água doce - água salgada no sistema aquífero de Monte Gordo. Quantificou-se a quantidade de água subterrânea que escoava para o estuário, na zona do sapal de Castro Marim, bem como, a contribuição de nitratos transportados pelas águas subterrâneas para o estuário.

Outros modelos de escoamento de águas subterrâneas têm também vindo a ser implementados em diversos sistemas aquíferos Algarvios (e.g. Monteiro *et al.*, 2003 e 2006b), nomeadamente: Querença-Silves (Monteiro *et al.*, 2006a e 2006b), Almádena-Odeáxere (Martins, 2007), Ferragudo-Albufeira, Albufeira-Ribeira de Quarteira, Quarteira e Luz de Tavira (Monteiro *et al.*, 2003).

6.3 Modelo numérico de escoamento subterrâneo na Campina de Faro

6.3.1 Descrição do modelo conceptual dos aquíferos

Para a modelação matemática do escoamento subterrâneo na área de estudo adoptou-se como modelo conceptual hidrogeológico o proposto no Capítulo 4 (Secção 4.2.2), que inclui:

- Aquífero freático das areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário;
- Estrato silto-argiloso, pouco permeável, a actuar como aquífero;
- Aquífero subjacente semi-confinado calcarenítico do Miocénico.

A Figura 6.1 apresenta um esquema simplificado deste modelo conceptual. A possível conexão hidráulica entre os dois aquíferos, através do aquífero, faz com que o aquífero subjacente possa ser considerado como um aquífero semi-confinado. As transferências de água dependem do potencial hidráulico em ambos os aquíferos, e são normalmente no sentido descendente, com algumas excepções.

O objectivo da modelação matemática do escoamento subterrâneo pretende reproduzir, numa fase inicial, em estado permanente, as condições de piezometria correspondentes aos níveis médios registados nas quatro campanhas de amostragem. Estando estas condições iniciais influenciadas por um regime de bombagem, foram incluídos neste modelo, volumes médios de extracção. Numa fase posterior, em estado transitório, e após calibração prévia do modelo, pretendeu-se reproduzir as variações sazonais de escoamento existentes durante os períodos simulados, pela inclusão da variabilidade do parâmetro da recarga do aquífero.

A interpolação da informação de base para ambos os aquíferos (Quadro 4.1, Secção 4.2.2), foi realizada directamente no FEFLOW, utilizando a opção da “distância inversa”. A informação litológica de base para a definição do modelo conceptual hidrogeológico

apresenta algumas zonas de lacuna, essencialmente na parte mais oriental da área modelada, particularmente no caso do aquífero profundo, que se baseia na informação proveniente de 14 furos, dos quais onze se situam na área modelada; no caso do aquífero freático, a informação que intersecta a área modelada provém de 21 furos. O resultado da interpolação definiu, para o aquífero freático e aquífero semi-confinado, espessuras médias de 30 e 60 m, respectivamente. A camada pouco permeável definiu-se com uma espessura máxima, para toda a área, de 24 m (este valor resultou da espessura média calculada em todas as fontes que individualizam esta camada, Quadro 4.1, Secção 4.2.2). De referir que, a área modelada corresponde à área onde se concentrou a monitorização e amostragem sazonal na Campina de Faro, com cerca de 10 km².

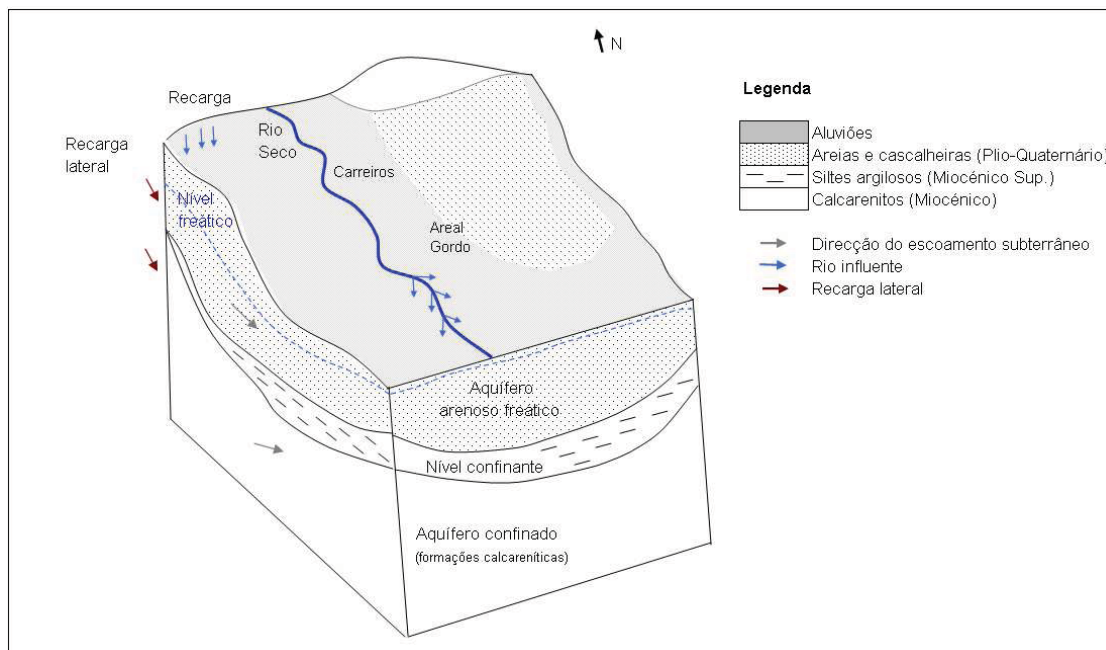


Figura 6.1 - Modelo conceptual criado para o modelo de escoamento subterrâneo da área de estudo na Campina de Faro.

Definiu-se um modelo matemático 3D da zona saturada, composto por três camadas (*layers*) e quatro planos (*slices*) (Figura 6.2). A 1ª camada corresponde ao aquífero freático, a 2ª camada ao aquífero semi-confinado e a 3ª camada ao aquífero confinado.

O 1º plano corresponde à elevação topográfica, o 2º plano à elevação da base do aquífero freático, o 3º plano à elevação da base da camada confinante e o 4º plano à elevação da base do aquífero semi-confinado. O 1º plano especificou-se com a opção de uma superfície freática e móvel, o 2º e o 3º como uma superfície adaptável, e o último plano como fixo. O tipo de especificação atribuída ao 1º plano é a mais adequada, no caso de aquíferos livres, tendo esta superfície a possibilidade de se ajustar verticalmente de acordo com o nível freático calculado, não existindo assim elementos que não estejam saturados nesta camada. O último plano corresponde à base impermeável da área modelada.

De assinalar que a 1ª camada do modelo compreende, para além das formações arenosas que suportam o aquífero freático, também as formações aluvionares. Contudo, a pequena espessura destas formações de cobertura e a sua não continuidade espacial, levou a que não fossem individualizadas separadamente. As aluviões intersectadas nos

piezómetros do LNEC, em Carreiros, tinham uma espessura de 12 m (7 m de profundidade + 5 m de altura da margem do rio) e a informação inventariada em *logs* de furos, descrita na Secção 4.2.2 do Capítulo 4, aponta um valor médio inferior a 10 m.

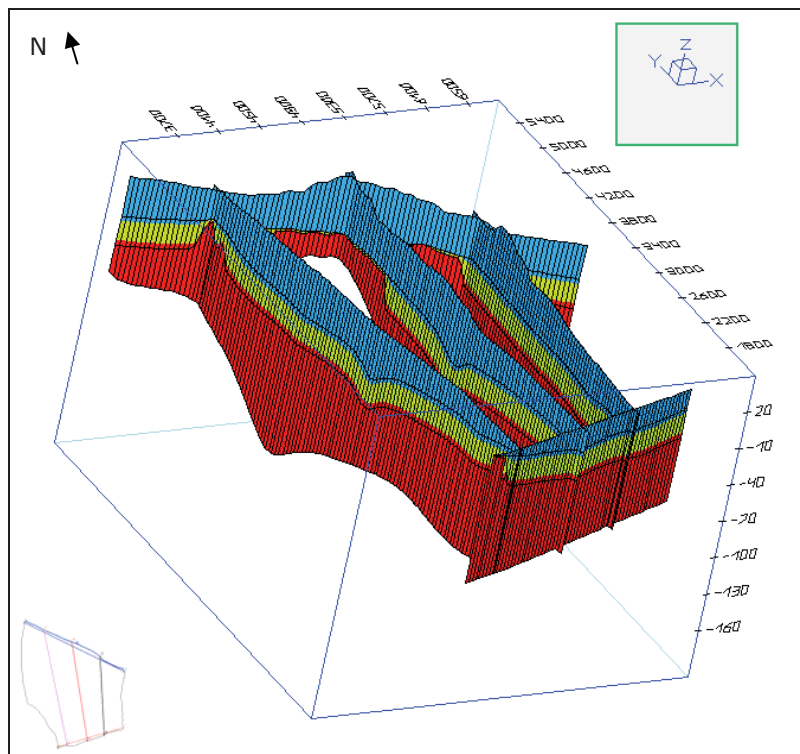


Figura 6.2 - Visualização camadas modeladas e secções transversais que atravessam a área, obtidas no FEFLOW

Outro aspecto importante relativamente a esta camada deve-se à existência, junto ao limite Norte da área modelada, de uma zona de afloramento de formações calcareníticas do aquífero semi-confinado. Em termos de funcionamento hidráulico, o aquífero semi-confinado passa a livre neste local. Não permitindo o FEFLOW a não continuidade das camadas por todo o domínio do modelo, existem duas opções para a resolução destes casos:

- 1ª) alteração das propriedades hidráulicas das formações numa mesma camada e/ou
- 2ª) redução da espessura da camada, para um valor mínimo, na zona de afloramento de outra formação diferente.

A solução utilizada foi a primeira, tendo-se considerado as formações calcareníticas igualmente nesta 1ª camada, mas caracterizadas de acordo com as mesmas propriedades hidráulicas da camada aquífera subjacente. Assim, neste local de afloramento, existem três camadas caracterizadas hidraulicamente do mesmo modo cuja espessura total representa a do aquífero semi-confinado. A opção de reduzir a espessura desta camada na zona de afloramento foi igualmente simulada, contudo, sendo este local uma zona de topografia mais elevada, verificou-se de imediato a ocorrência de células secas neste local. O FEFLOW dispõe de restrições para que este tipo de situação possa estar presente sem representar a impossibilidade de obter uma solução, sendo simulada com condições de uma zona “quase” não-saturada. No entanto, considerando a necessidade de um aumento gradual da complexidade do modelo de escoamento optou-se por seguir a primeira solução apresentada. Mais detalhes sobre esta particularidade do

modelo e do que os resultados de piezometria obtidos representam serão apresentados mais adiante.

6.3.2 Modelo numérico

6.3.2.1 Dados gerais e geometria

O modelo numérico, delineado na Figura 6.3, cobre uma área de 10,499 Km². A malha escolhida de elementos triangulares contém 4748 elementos para cada camada, totalizando 14 244 elementos e 9992 nós para todo o domínio modelado. Cada elemento triangular terá, em média, cerca de 100 metros de lado. Na Figura 6.3 pode observar-se a malha de elementos finitos.

Em termos gerais, a geometria inicial proposta está resumida no Quadro 6.1, que indica o volume de cada camada e as espessuras máxima e média. A 1ª e 3ª camadas, que correspondem ao aquífero freático e aquífero semi-confinado, podem ter 75 m e 139 m, respectivamente, de espessuras máximas; a 2ª camada corresponde ao nível confinante e tem 24 m de espessura máxima. A Figura 6.4 mostra a distribuição obtida, por interpolação, para as espessuras de cada camada do modelo. No total, o modelo ocupa um volume sólido de 1160 hm³.

Quadro 6.1 - Geometria do modelo de escoamento

| | Volume (m ³) | Espessura média (m) | Espessura máx. (m) |
|---|--------------------------|---------------------|--------------------|
| Aquífero freático (1ª camada) | 3,16×10 ⁸ | 30,1 | 74,9 |
| Nível confinante (2ª camada) | 2,27×10 ⁸ | 21,6 | 24,0 |
| Aquífero semi-confinado (3ª camada) | 6,15×10 ⁸ | 58,6 | 138,6 |
| Aquífero semi-confinado - zona de aforamento (1ª+2ª+3ª camada) | | | 55-90 |
| Total | 1,16×10 ⁹ | 110,3 | 237,5 |

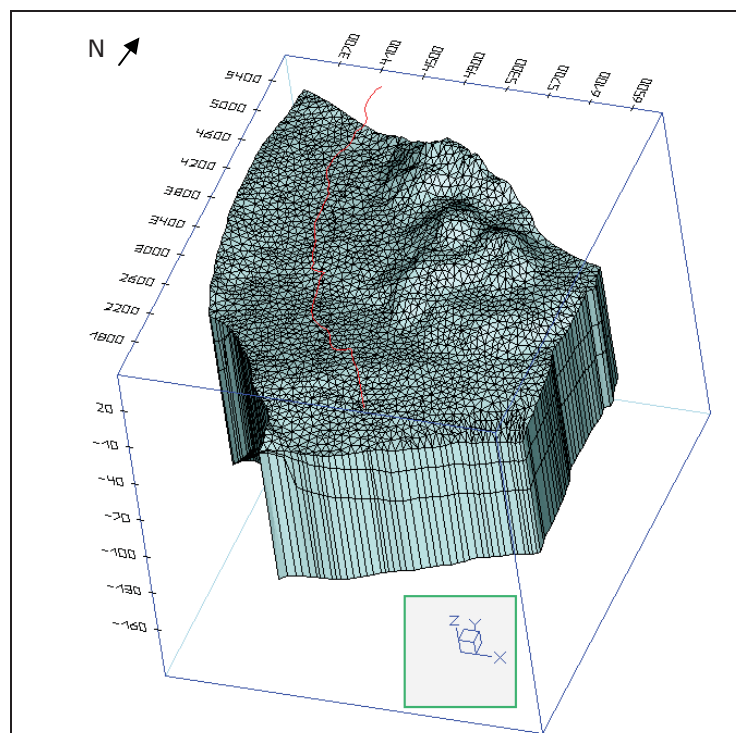


Figura 6.3 - Malha de elementos finitos para o modelo 3D de escoamento subterrâneo da Campina de Faro

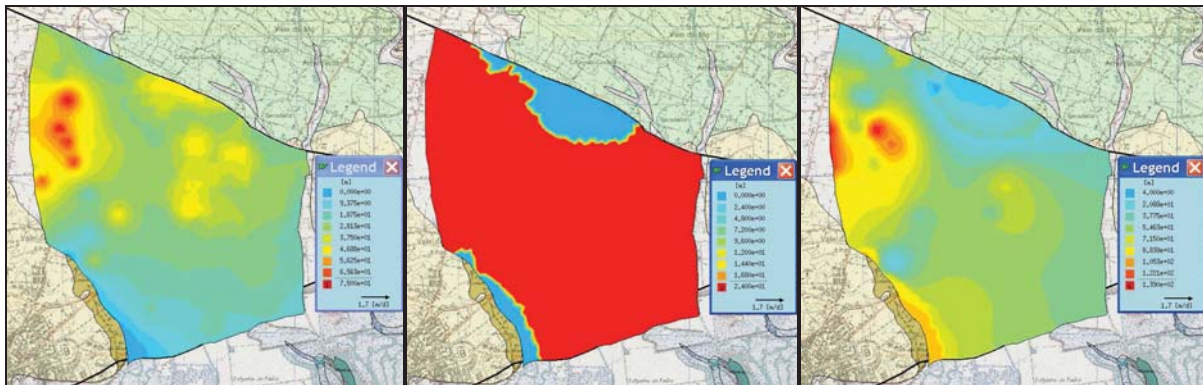


Figura 6.4 - Distribuição espacial das espessuras definidas para cada camada do modelo de escoamento (1ª, 2ª e 3ª camada)

O modelo numérico de escoamento subterrâneo da zona central da Campina da Faro, trata-se de um modelo local e foi desenvolvido considerando as seguintes hipóteses:

- O escoamento subterrâneo no meio poroso é expresso pela Lei de Darcy;
- As condições de fluxo são simuladas em estado permanente e transitório;
- O meio poroso é homogéneo nas três direcções de escoamento;
- As condições de fronteira impostas pretendem representar as condições actuais de escoamento, considerando a distribuição da piezometria média nos períodos monitorizados;
 - O modelo de escoamento em estado permanente e transitório considera a influência das extracções de água na piezometria;
 - O modelo de escoamento em estado transitório considera as oscilações sazonais na piezometria, provocadas pela variação da recarga.
 - O modelo de escoamento e transporte considera o regime transitório para que os cenários de recarga artificial possam ser simulados em condições variáveis no tempo.
 - O modelo não considera os efeitos locais de heterogeneidades que possam existir no meio poroso, como a presença de falhas, níveis aquíferos suspensos ou níveis arenosos com diferentes características de granulometria.

Considera-se o modelo numérico de escoamento representativo e as simulações realizadas apropriadas para os objectivos inicialmente propostos. O Quadro 6.2 sintetiza algumas características gerais do modelo.

Quadro 6.2 - Características gerais do modelo numérico de escoamento subterrâneo e transporte de massa da Campina de Faro

| Tipo de problema | Modelo de escoamento subterrâneo e transporte de massa Zona saturada |
|---|--|
| Classificação temporal | Estado permanente e transitório (modelo de escoamento subterrâneo e transporte de massa) |
| Intervalos de tempo | Controlo automático dos intervalos de tempo (<i>Predictor-corrector schemes – Forward Euler/backward Euler time intergration shemes</i>) |
| Nº de intervalos de tempo | Não especificado |
| Extensão de cada intervalo de tempo | Não especificado |
| Erro de tolerância | 0,001 aplicado a "Euclidian L2 integral (RMS) norm" |
| Nº máximo de iterações por intervalo de tempo | 12 |
| Upwinding | Sem <i>upwind</i> (Galerkin-FEM) |
| Estimador de erro à <i>posteriori</i> | Algoritmo "Onate-Bugeda" |
| Aproximação da velocidade | Aproximação melhorada das velocidades (<i>by Frolkovic-Knabner</i>) aplicada aos elementos lineares com local <i>smoothing</i> (por defeito) |
| Forma da equação de transporte | Convectiva |
| Lei de adsorção | Lei isotérmica de Henry |

| Tipo de problema | Modelo de escoamento subterrâneo e transporte de massa Zona saturada |
|---|---|
| Solver | Interactivo <i>solver</i> |
| Dimensão | 3D (tridimensional) |
| Escala vertical | 1:1 |
| Nº de camadas (<i>layers</i>) | 3 (modelo de escoamento); 8 (modelo de transporte) |
| Nº de planos (<i>slices</i>) | 4 (modelo de escoamento); 9 (modelo de transporte) |
| Tipo de elementos | Prismáticos triangulares (6 nós) |
| Nº de elementos | 9992 (modelo de escoamento), 78 872 (modelo de transporte) |
| Nº de nós | 14 244 (modelo de escoamento), 134 582 (modelo de transporte) |
| Refinamento da malha | Sim (geral) |
| Optimização da malha | Não |
| Aquíferos | 2 Aquíferos (superfície livre móvel " <i>free and mobile</i> " no 1º plano; superfície adaptável no 2º e 3º plano e " <i>fixed</i> " no 3º plano) |
| Projeção | Nenhuma; 3D com superfície livre móvel no 1º plano |
| Superfície livre | Restringida por células secas na base da camada |
| Escoamento aplicado aos problemas de transporte | <i>Normal flow field</i> |
| Perímetro | 9832,89 m |
| Área | 10,499×10 ⁶ m ² |
| Volume total inicial | 1,16×10 ⁹ m ³ |
| Volume total após 1ª simulação | 1,31 ×10 ⁹ m ³ |

6.3.2.2 Descrição das condições iniciais em regime permanente

As condições iniciais definidas para o estado permanente correspondem à distribuição dos níveis piezométricos médios registados nas quatro campanhas de monitorização (de Out/2006 a Out/2008), em poços e poços com furo, tendo-se previamente individualizado a informação por cada aquífero. A Figura 6.5 e a Figura 6.6 apresentam os valores médios de piezometria obtidos para o aquífero freático e o aquífero semi-confinado, respectivamente. A Figura 6.7 e a Figura 6.8 apresentam esta distribuição para cada uma das campanha, respectivamente para cada aquífero. Para o estado transitório utilizaram-se como referência os valores de piezometria registados sazonalmente.

A informação piezométrica reporta-se a um conjunto de 55 pontos de água. Foi necessário proceder à separação destes valores por cada aquífero, uma vez que a modelação compreendeu os dois aquíferos e investigar sobre a sua representatividade para cada aquífero. A separação dos pontos de água realizou-se inicialmente (Quadro 4.6) entre poços e poços com furo, sendo normalmente considerada a piezometria nos poços como representativa do aquífero freático, e nos poços com furo, como representativa do aquífero semi-confinado. Assim, 28 poços intersectam o aquífero superior, 27 poços com furo intersectam o aquífero semi-confinado, seis piezómetros LNEC, dos quais cinco intersectam o aquífero superior e um o aquífero semi-confinado.

A profundidade dos poços na Campina de Faro varia entre 8 e 30 m. A profundidade mais elevada corresponde ao poço P30, situado a Norte da área de estudo (Quadro 4.6). Conforme se referiu anteriormente, o aquífero freático tem uma espessura média de 30 m e máxima de 75 m, sendo este valor máximo situado na zona a Oeste de Carreiros. Neste local, apenas existe um ponto monitorizado, o poço com furo P18, que extrai a uma profundidade de cerca de 70 m, mas que segundo Stigter (2005), ainda extrai do

aquífero freático. Assim, considerou-se a piezometria dos poços representativa do aquífero freático, com a excepção referida para P18.

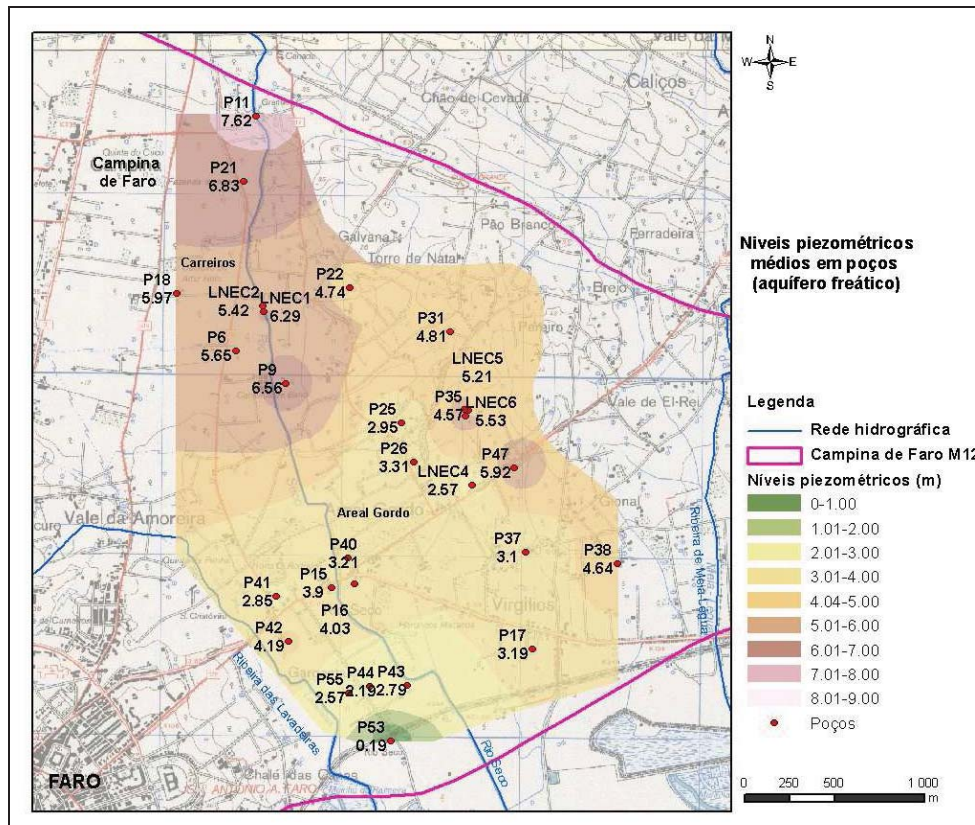


Figura 6.5 - Níveis piezométricos médios medidos em poços (aquífero freático) (interpolação por "distância inversa ponderada")

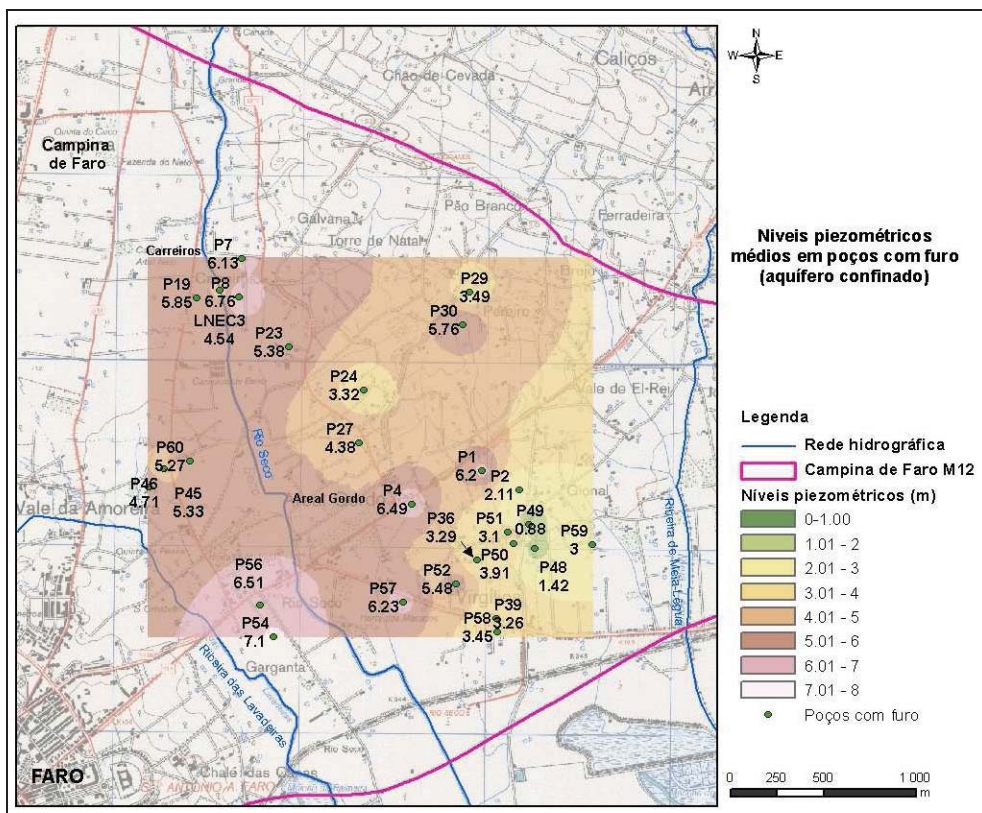


Figura 6.6 - Níveis piezométricos médios medidos em poços com furo (aquífero semi-confinado) (interpolação por "distância inversa ponderada")

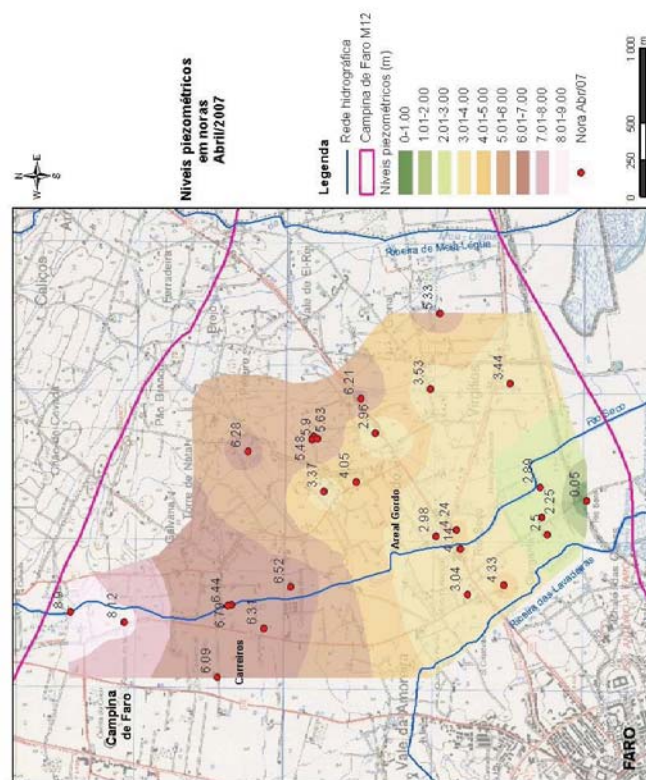
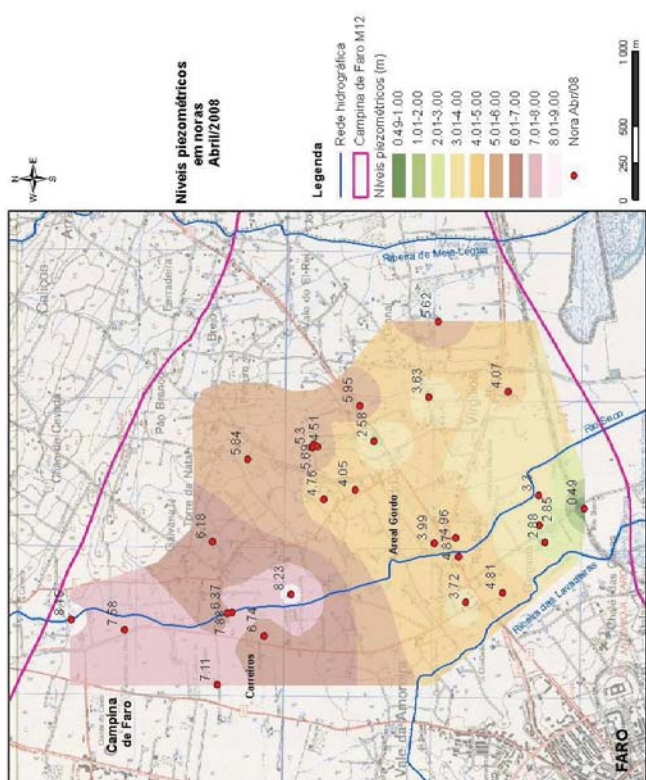
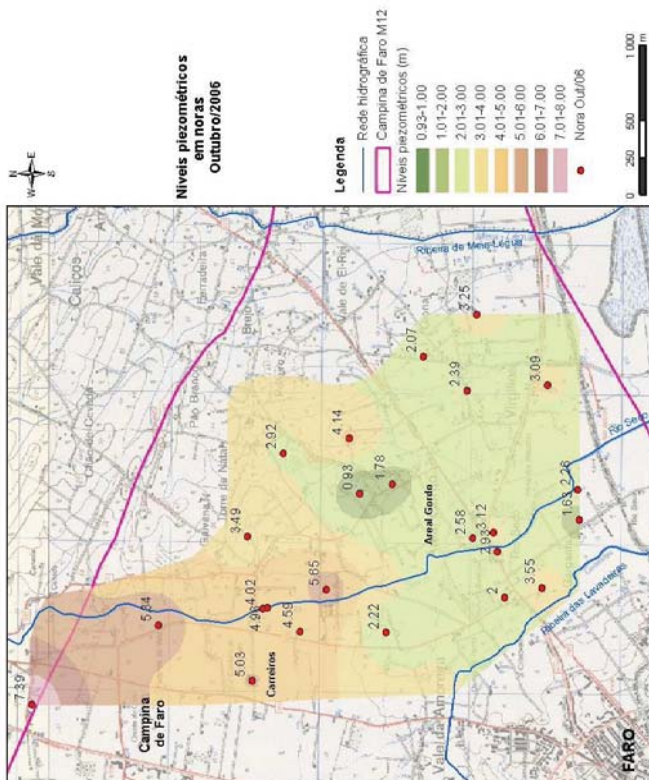
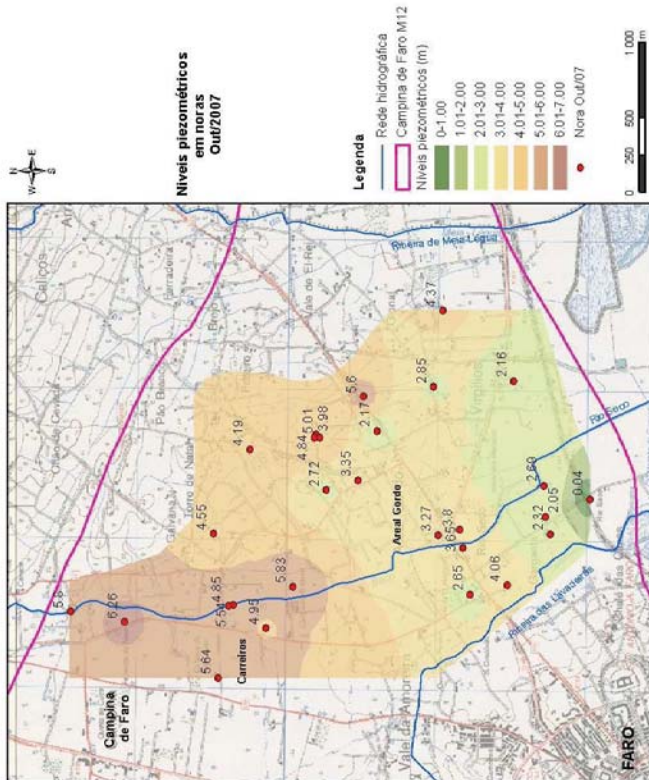


Figura 6.7 - Distribuição sazonal da piezometria no aquífero superficial da Campina de Faro (interpolação por "distância inversa ponderada")

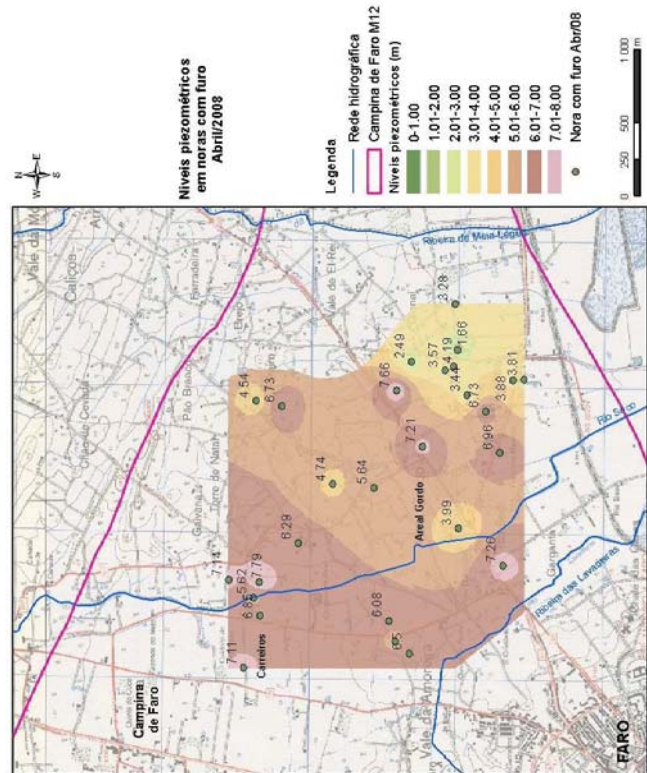
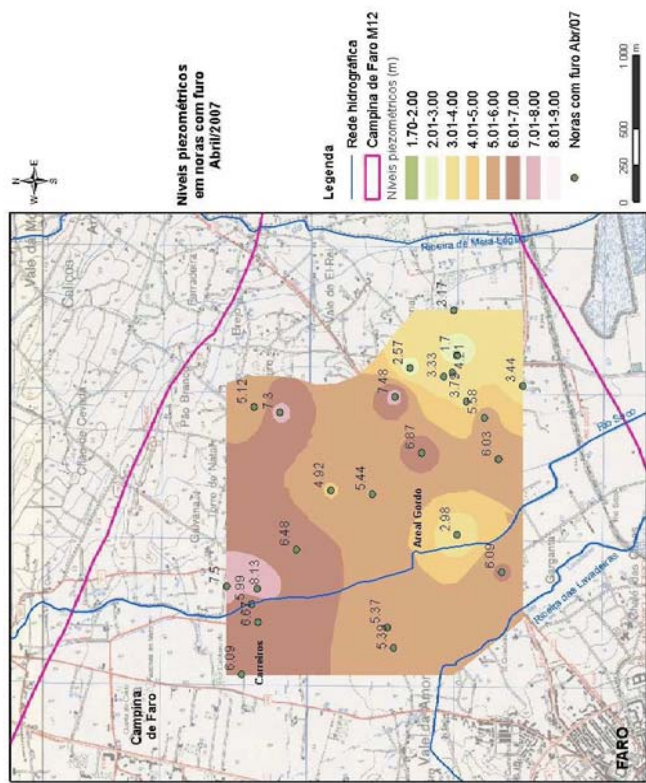
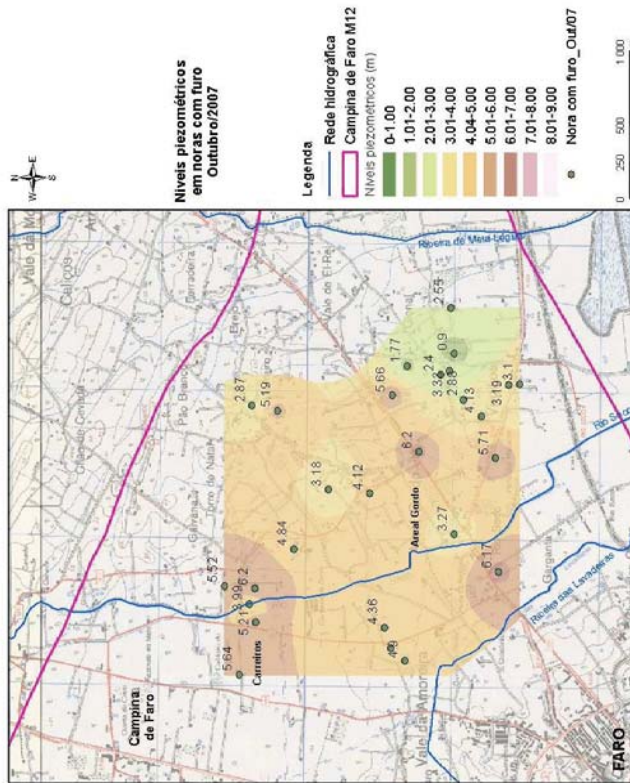
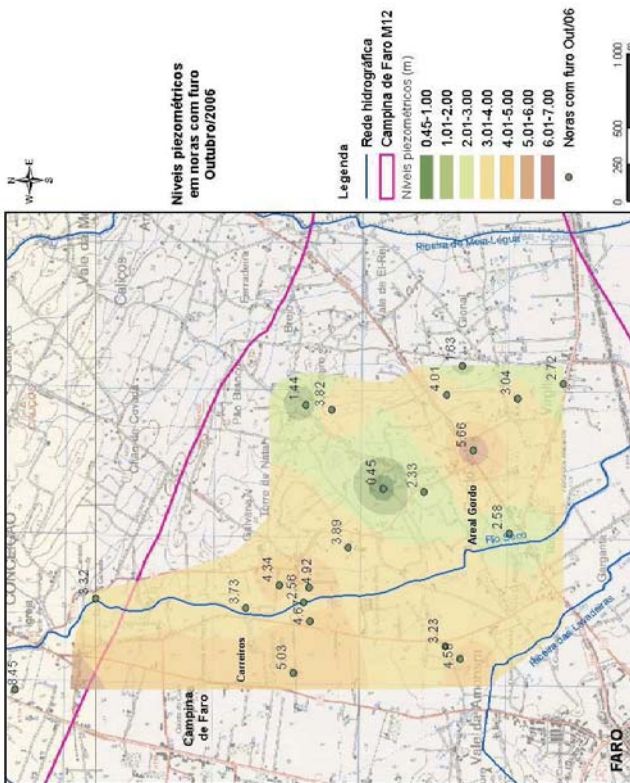


Figura 6.8 - Distribuição sazonal da piezometria no aquífero confinado da Campina de Faro (interpolação por "distância inversa ponderada")

No caso dos poços com furo, a profundidade dos furos varia entre 40 a 80 m, acrescida da profundidade do próprio poço, extraíndo a profundidades >50 m. O aquífero semi-confinado ocorre a profundidades que variam entre 40 m a 100 m; profundidades <40 m surgem junto aos limites onde aflora (nestes locais não existem pontos de monitorização); profundidades próximas dos 100 m estão também situadas na zona a Oeste de Carreiros. Considera-se assim, também a piezometria nos poços com furo representativa do aquífero semi-confinado.

Não se deve esquecer, na análise da piezometria dos poços com furo, a provável mistura de níveis entre aquíferos, do que resulta um equilíbrio hidráulico entre ambos. Caso o fundo dos poços tivesse sido previamente isolado esta questão deixaria de se colocar. Mas, segundo informação oral de Reis (2009)⁽¹⁾, este tipo de execução não terá sido efectuada aquando da construção dos furos. Refere-se uma solução para este problema físico, proposta por Chapuis e Sabourin (1989) *in* Chapuis e Chenaf (1997), quando existe um “curto-circuito” hidráulico entre dois aquíferos no interior de um mesmo furo, por não ter sido devidamente selado o fundo, permitindo a drenagem do aquífero subjacente. A formulação matemática permite determinar o nível de água estático no furo, conhecendo os valores de permeabilidade hidráulica dos dois aquíferos e da zona de drenância. No entanto, sabendo que os potenciais hidráulicos em ambos os aquíferos são muito próximos, sendo esta diferença influenciada pelas variações sazonais e, em alguns locais, pelas extracções, assumiu-se que esta influência do potencial hidráulico do aquífero freático não será significativa, existindo uma diferença pequena, de potencial hidráulico entre os dois aquíferos em regime estático. Em regime dinâmico, provocado pelas extracções no aquífero semi-confinado, o nível de água dinâmico registado nos poços com furo, terá sido mais influenciado pelo volume de água extraído do que pelo volume de água proveniente do aquífero freático. Assim, a influência das extracções acaba por ter um peso mais significativo na piezometria do que a interferência do aquífero superior.

A Figura 6.9 e a Figura 6.10 mostram a distribuição da piezometria utilizada como condição inicial para o modelo, obtida por interpolação (“distância inversa ponderada”) para o aquífero freático e o aquífero semi-confinado, respectivamente.

6.3.2.3 Descrição das condições de fronteira para o modelo de escoamento

As condições de fronteira do modelo foram impostas com base no conhecimento hidrogeológico e do funcionamento hidráulico do sistema aquífero.

A análise dos mapas piezométricos das campanhas permitiu identificar um padrão de escoamento subterrâneo diferente em ambos os aquíferos, que determina a definição das condições de fronteira a atribuir. Para o aquífero freático o escoamento faz-se na direcção NW-SE, seguindo o traçado do rio Seco. No aquífero semi-confinado a direcção de escoamento principal é WNW-ESSE. Ambos os aquíferos se encontram pontualmente influenciados por um regime de extracção.

⁽¹⁾ Informação oral de Eng.ª Edites Reis da ARH-Algarve.

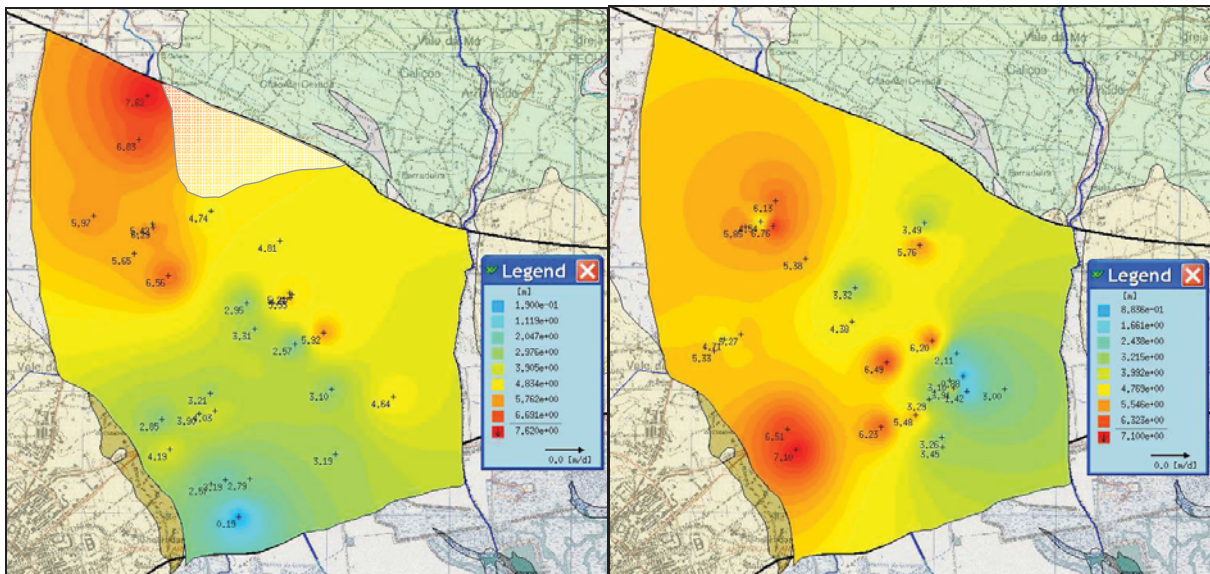


Figura 6.9 - Distribuição das condições iniciais de piezometria na área modelada, para o aquífero freático

Figura 6.10 - Distribuição das condições iniciais de piezometria na área modelada, para o aquífero semi-confinado

A Norte existe uma fronteira hidráulica resultante de um contacto geológico estrutural com formações calcárias do Cretácico. Na primeira parte do alinhamento do limite Norte, o contacto faz-se com as formações do sistema aquífero M10 e depois com o M11, numa extensão mais significativa. Definiu-se este limite como uma zona de recarga lateral do aquífero (cf. Capítulo 4) e, impôs-se uma condição de fronteira de fluxo constante (ou do tipo Neumann). Considerou-se que esta recarga lateral se aplica em toda a espessura da fronteira Norte (para ambos os aquíferos). A formulação matemática para este tipo de condição necessita de definir uma área atravessada pelo fluxo, assim a condição terá que ser aplicada em pelo menos dois nós seguidos na direcção horizontal e vertical. Deste modo, a condição de fluxo definiu-se ao longo da fronteira Norte e em todos os planos desse limite. Foi ainda definida na forma integral por forma a manter o caudal de entrada independente da espessura saturada. O volume de água que recarrega o aquífero através deste contacto foi determinado de acordo com a Lei de Darcy. Estes cálculos decrevem-se com algum detalhe na sub-secção seguinte.

Para o aquífero freático (1ª camada), o limite Sul designou-se como uma zona de descarga do escoamento subterrâneo e coincide com as zonas de sapal da Ria Formosa. Definiu-se como uma condição de fronteira constante de nível imposto (ou do tipo Dirichlet), com $h=0$ m (todos os nós deste limite coincidem com a cota 0 m ou nível médio do mar). Considera-se que pequenas flutuações do valor fixado para a piezometria não irão provocar perturbações significativas no padrão de escoamento subterrâneo geral da área modelada.

Os restantes limites do modelo, Este e Oeste, para o aquífero freático, definiram-se como zonas impermeáveis, porque são paralelas às direcções de fluxo principais, sendo de desprezar quaisquer trocas de fluxo entre estes limites do modelo e o exterior. As hipóteses que conduziram a esta formulação são as seguintes: (1) o limite Oeste é composto por dois alinhamentos principais, N-S e NW-SE, que pretendem reproduzir a direcção do escoamento subterrâneo de modo a que, seja possível, definir este limite como impermeável. De acordo com estudos anteriores, referidos na literatura, a direcção do escoamento superficial na zona central da Campina de Faro faz-se de Norte para Sul,

contudo, à medida que nos aproximamos da cidade de Faro, onde afloram as formações arenosas do Quaternário, numa zona de relevo mais elevada, e um pequeno afloramento de formações calcareníticas do Miocénico, leva a supor a existência de acidentes estruturais que marcam também o alinhamento do rio Seco. Outra hipótese que consolida esta afirmação prende-se com o facto de o escoamento superficial no aquífero freático seguir o mesmo alinhamento do rio Seco; (2) o limite Este coincide com o traçado de uma linha de água efémera, a ribeira de Marchil e foi definido de acordo com os mesmos critérios apontados para o limite Oeste. As fronteiras do modelo sem especificação de qualquer condição de fronteira são tratadas como impermeáveis, quer para o escoamento subterrâneo que para o transporte de massa. É este o caso dos limites Este e Oeste do modelo.

Ainda no aquífero freático, mas no interior do domínio do modelo, definiu-se uma condição de fronteira de transferência de fluxo (ou do tipo Cauchy) em toda a extensão do troço do rio Seco que atravessa a área de estudo. Alguns aspectos específicos para este tipo de condição são referidos na sub-secção seguinte.

No aquífero semi-confinado observa-se uma zona de potenciais mais elevados, a W e uma zona de potenciais mais baixos, a E. Assim, atribui-se uma condição de fronteira de fluxo de entrada na parte inferior do limite W do modelo e uma condição de potencial imposto na parte inferior do limite E, que funciona como a zona de descarga do escoamento subterrâneo. O valor atribuído ($h=2,5$ m), no limite E, resultou da análise do mapa de piezometria interpolado na Figura 6.10. A parte inferior do limite W coincide com: a) um contacto geológico com as formações calcareníticas, que afloram na parte exterior da área de modelada; b) uma zona de recarga a W que coincide com a elevação topográfica da cidade de Faro, com origem numa estrutura diapirica, identificada a cerca de 100 metros de profundidade. Esta estrutura mais impermeável pode ser responsável pela divergência do escoamento no aquífero semi-confinado, que neste local do modelo adquire uma direcção sensivelmente W-E.

Para que estas condições de fronteira possam traduzir de forma mais adequada alguns detalhes do escoamento subterrâneo existe a necessidade de, em alguns casos, definir determinadas restrições que condicionam a sua validade. Nesta situação encontram-se as condições de fronteira de transferência de fluxo atribuídas no rio Seco. Na Figura 6.11 e no Quadro 6.3 podem observar-se as condições de fronteira, definidas para cada um dos planos do modelo e respectivas restrições impostas.

Quadro 6.3 - Condições de fronteira definidas para cada um dos planos do modelo de escoamento.

| Condições de fronteira e restrições impostas | | | |
|---|---|--|---|
| | Potencial hidráulico constante (Dirichlet) | Fluxo constante (Neumann)^(*) | Transferência (Cauchy) |
| 1º Plano | Limite Sul ($h=0$ m) | Limite Norte $q=-0,0001$ m/d | Rio Seco $\Phi_h^{in} = 0,0016$ d ⁻¹ (restrição de nível min. e max.) |
| 2º Plano | Limite Sul ($h=0$ m) | Limite Norte $q=-0,0001$ m/d | Rio Seco $\Phi_h^{in} = 0,0016$ d ⁻¹ (restrição de nível min. e max.) |
| 3º Plano | Limite SE ($h=2,5$ m) | Limite Norte $q=-0,0001$ m/d Limite SW $q=-0,008$ m/d | |
| 4º Plano | Limite SE ($h=2,5$ m) | Limite Norte $q=-0,0001$ m/d Limite SW $q=-0,008$ m/d | |

^(*) q = Caudal específico imposto em cada nó da malha do modelo (m/d)

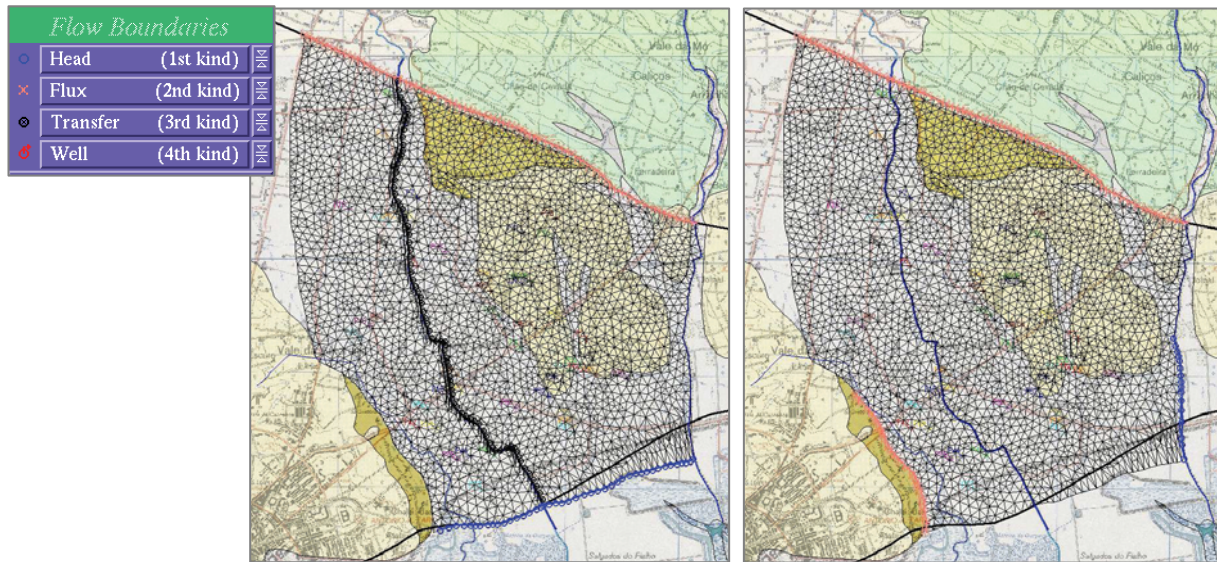


Figura 6.11 - Localização das condições de fronteira definidas para o modelo de escoamento subterrâneo (aquífero freático e confinado)

6.3.2.4 Condição de fronteira de fluxo constante (limite Norte)

O limite Norte do modelo é marcado por um contacto geológico, através do qual o escoamento subterrâneo se processa de formações calcárias, do sistema aquífero de São João da Venda-Quelfes (M11), com valores de permeabilidade mais baixos, para formações essencialmente arenosas e calcareníticas. O M11 trata-se de um aquífero cársico, de pequena dimensão e segundo Almeida *et al.* (2002), com baixa capacidade de armazenamento e poder regulador. Situa-se contudo numa zona de relevo mais elevado considerando-se assim como uma zona de recarga.

A quantificação do volume de entrada de água neste limite do modelo não consistiu numa tarefa simples. Porém, procurou-se realizar algumas estimativas que se explicam em seguida. A diferença de potencial hidráulico registada entre estes aquíferos poderia dar uma indicação deste valor. Mas, no M11 apenas existem dois pontos de monitorização da piezometria da rede do SNIRH (611/231 e 611/91), que segundo Almeida *et al.* (2002), têm grandes oscilações e não permitem definir as direcções e sentidos de fluxo subterrâneo. As reservas neste aquífero, quantificadas por estes autores, são inferiores a 2 hm³/ano, e são normalmente consumidas durante os períodos de seca e repostas durante os períodos mais pluviosos. Fazendo um cálculo simples, sabendo que, este contacto geológico do M11 com o sistema aquífero M12 tem uma extensão horizontal de 7230 m, dos quais cerca de 3770 m correspondem ao limite Norte do modelo, o valor máximo de água que poderia recarregar as formações a jusante seria inferior a 1 hm³/ano ou 2857 m³/d (2 hm³/ano×3770m/7230m), o que equivale a um caudal específico de 0,009 m/d por cada nó do modelo. Reproduziu-se este cenário no modelo e o resultado, em termos de piezometria, produziu valores mais elevados dos que seriam aceitáveis.

Conforme se referiu anteriormente, o fluxo de entrada no limite Norte do modelo foi determinado com base na aplicação da Lei de Darcy ($Q=K \times A \times i$), conhecendo os valores para o gradiente hidráulico e a condutividade hidráulica do aquífero. A situação desejável seria ter algum valor do potencial hidráulico no aquífero M11, próximo do limite Norte. Não se dispondo desta informação estimaram-se as velocidades de escoamento no

aquífero superior, para ter apenas um valor aproximado, a ajustar durante a fase de calibração do modelo. O Quadro 6.4 resume esta informação e apresenta valores mínimos, médios e máximos resultantes para o caudal específico, considerando valores de condutividade hidráulica representativos para as formações arenosas (4 – 12 m/d). Os resultados apresentados indicam valores baixos, em termos de velocidades médias, da ordem dos 0,010 m/d a 0,031 m/d. Em seguida, o modelo foi testado com os diferentes valores de fluxo estimados e analisada a sua resposta, em termos comparativos, com a distribuição piezométrica nos pontos de observação. Obtiveram-se ajustes melhores para os valores mais baixos de fluxo lateral, entre 0,002 m/d a 0,007 m/d.

Quadro 6.4 - Determinação do caudal específico para o aquífero freático, com base num conjunto de pontos de observação

| Pontos de monitorização | $\Delta h_{\text{médio}}$ (m) | Δx (m) | $i_{\text{médio}}$ | Caudal específico $q = Ki$ (m/d) | |
|-------------------------|-------------------------------|----------------|--------------------|----------------------------------|--------------|
| | | | | K=4 m/d | K=12,0 m/d |
| P14-P21 | 2,05 | 994 | 0,002 | 0,008 | 0,025 |
| P11-P21 | 0,68 | 362 | 0,002 | 0,007 | 0,022 |
| P21-P18 | 0,86 | 731 | 0,001 | 0,005 | 0,014 |
| P21-LNEC1 | 1,04 | 736 | 0,001 | 0,006 | 0,017 |
| LNEC1-P9 | 0,27 | 417 | 0,001 | 0,003 | 0,008 |
| P21-P22 | 1,65 | 839 | 0,002 | 0,008 | 0,024 |
| P6-P33 | 2,37 | 574 | 0,004 | 0,017 | 0,050 |
| LNEC1-P6 | 0,55 | 268 | 0,002 | 0,008 | 0,025 |
| P9-P25 | 3,24 | 677 | 0,005 | 0,019 | 0,057 |
| P31-LNEC5 | 0,67 | 439 | 0,002 | 0,006 | 0,018 |
| P31-P25 | 1,82 | 578 | 0,003 | 0,013 | 0,038 |
| P25-P26 | 0,71 | 221 | 0,003 | 0,013 | 0,039 |
| P26-LNEC4 | 1,25 | 348 | 0,004 | 0,014 | 0,043 |
| P42-P55 | 1,83 | 442 | 0,004 | 0,017 | 0,050 |
| P55-P53 | 2,37 | 353 | 0,007 | 0,027 | 0,081 |
| P15-P43 | 1,11 | 679 | 0,002 | 0,007 | 0,020 |
| P22-P31 | 0,35 | 611 | 0,001 | 0,002 | 0,007 |
| P47-P37 | 2,58 | 467 | 0,006 | 0,022 | 0,066 |
| P47-P38 | 0,81 | 776 | 0,001 | 0,004 | 0,013 |
| P37-P17 | 0,39 | 536 | 0,001 | 0,003 | 0,009 |
| P38-P17 | 1,88 | 666 | 0,003 | 0,011 | 0,034 |
| Média | | | 0,003 | 0,010 | 0,031 |
| Máximo | | | 0,007 | 0,027 | 0,081 |
| Mínimo | | | 0,001 | 0,002 | 0,007 |

$\Delta h_{\text{médio}}$ - Diferença de potencial hidráulico entre dois pontos de observação (valor médio das campanhas)

Δx - Distância entre dois pontos de observação

$i_{\text{médio}}$ = Gradiente hidráulico médio = $\Delta h / \Delta x$

K = Condutividade hidráulica (m/d)

q - Caudal específico = $Ki = Q/A$

Q = Caudal (m^3/d) A = área (m^2)

Lei de Darcy $Q=KAi$

6.3.2.5 Condição de fronteira de transferência de fluxo (rio Seco)

À semelhança das definições aplicadas para a condição de fluxo referida atrás, também a condição de transferência de fluxo se aplica nos nós ao longo do rio, relativos aos dois primeiros planos e na forma integral. Foi também aplicada uma restrição de nível mínimo e máximo nos referidos nós, que equivale à cota do leito do rio e da margem,

respectivamente. O valor especificado do nível de água para a condição de fronteira situa-se entre os valores mínimo e máximo da restrição aplicada (Figura 6.12). O nível piezométrico calculado pelo modelo, nos nós de rio, deverá ser inferior ao nível de água no rio, assegurando o comportamento influente do rio. Se, por exemplo, em determinado cenário de recarga artificial, os níveis piezométricos calculados para os nós de rio subirem acima do valor fixado para a condição de fronteira, então este tipo de condição passará automaticamente para uma condição de potencial constante, com o valor da restrição de nível máximo.

Foi ainda definido um caudal de transferência de entrada (Φ^{in}) (Eq. A.25) para estes nós. Uma vez que não se conhecem as duas variáveis da Eq. A.25, optou-se por determinar o Φ^{in} de forma inversa, ou seja, foram testados vários valores no modelo por forma a que, o resultado dado pelo balanço de fluxo, relativamente às entradas provenientes pela condição de fronteira de transferência fossem próximas de 669 m³/d. Este valor de caudal foi estimado na Secção 3.17 do Capítulo 3, onde se determinou uma recarga por infiltração de escoamento directo no troço do rio que percorre o M12 de 0,24 hm³/ano. Naturalmente, este valor apenas se perde quando corre água no rio, concentrando-se apenas em dois meses do ano, *i.e.*, durante 74 dias em média. No modelo em estado permanente considerou-se como uma entrada para o sistema, em termos médios anuais, de 669 m³/d. Concluindo, o valor a que se chegou por calibração inversa foi $\Phi^{in} = 9.7 \text{ d}^{-1}$.

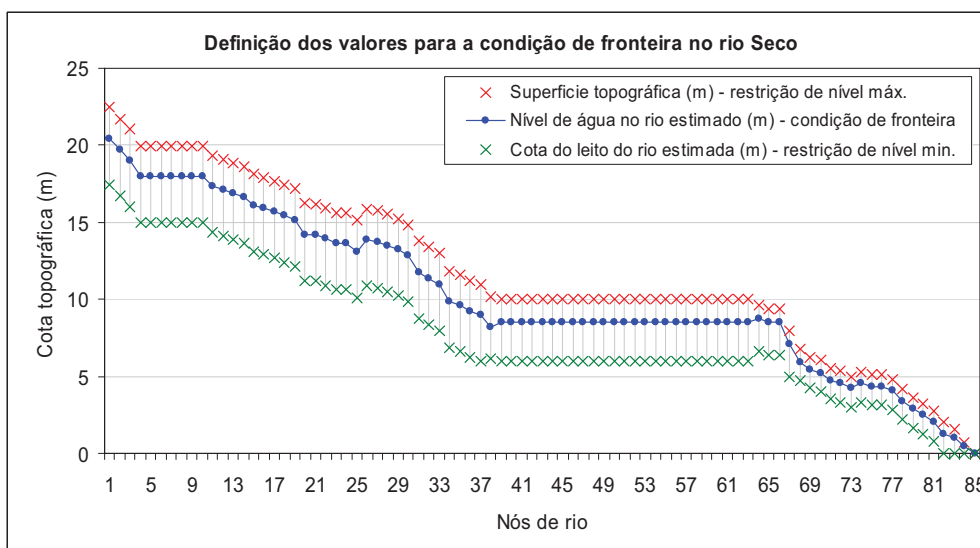


Figura 6.12 - Definição de valores do nível de água no rio para a condição de fronteira de transferência de fluxo e restrições aplicadas

6.3.3 Distribuição da recarga natural

Os valores de recarga para a área de estudo foram 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) (aspecto abordado na Secção 3.12, Capítulo 3). O período de análise compreende uma série de 10 anos (entre 01/10/1981 e 30/09/1991) e a distribuição dos valores médios anuais de recarga, na área do modelo e apenas na 1ª camada, apresentam-se na Figura 6.13. Pode observar-se que os valores mais baixos se registam nas formações aluvionares, da ordem dos 5 mm/ano, e os valores mais elevados, se registam nos afloramentos das formações arenosas, podendo chegar aos

335 mm/ano. No afloramento das formações calcareníticas, a Norte da área, obteve-se um valor de 206 mm/ano. Foram estes os valores utilizados como dado de entrada para o modelo em estado permanente.

Para o modelo em regime transitório são necessários valores de recarga mensais ocorridos no mesmo período em que foram efectuados os registos de piezometria dos aquíferos, 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. A metodologia seguida e os valores mensais calculados apresentam-se no Anexo 5.

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 611,2 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 592,3 mm.

6.3.4 Parâmetros hidráulicos

Os valores definidos para os parâmetros hidráulicos representativos de cada camada do modelo basearam-se em trabalhos publicados, ensaios e determinações realizadas no âmbito desta Tese/Projecto GABARDINE ou valores tabelados característicos das formações estudadas quando os dados existentes não eram suficientes.

O Quadro 6.5 resume vários valores de condutividade hidráulica para cada camada do modelo e respectivas referências. Os valores iniciais de condutividade hidráulica atribuídos ao aquífero livre (1^a camada; Figura 6.14) foram os seguintes, para as respectivas zonas de afloramento: 4 m/d para as aluviões, 12 m/d para as formações arenosas e 8 m/d para as formações calcareníticas. Para o aquífero confinado (3^a camada) atribuiu-se um valor inicial de 8 m/d e para a camada semi-confinante, que faz a separação entre os dois aquíferos, definiu-se um valor mais baixo, de 0,005 m/d.

Em termos de armazenamento específico, no caso de aquíferos livres, este valor é igual à cedência específica ou porosidade eficaz. Para o modelo transitório definiu-se um valor de 0,35 para o aquífero livre e de 0,001 para o aquífero confinado. O primeiro foi determinado laboratorialmente em amostras de solo da área de estudo e o segundo é referido em Silva (1988).

6.3.5 Quantificação das extracções

A quantificação das extracções efectuadas na área modelada foi realizada com base na metodologia proposta em Lobo Ferreira *et al.* (2006), descrita no Capítulo 3 com mais detalhe, que determinou as extracções de água para rega para a área agrícola irrigada comum ao concelho de Faro e ao sistema aquífero da Campina de Faro, de 2215 ha, que equivale a uma área total de 37,6 km². Assim, a área agrícola inserida na área modelada (de 10 Km²) foi estimada em cerca de 8,0 km² (pelo Mapa do *Corine Land Cover*). As extracções quantificadas para a área total irrigada de 87 mm/ano (1,93 hm³/ano) ficam

assim reduzidas para um valor de 0,697 hm³/ano (1909 m³/d). Este valor fornece uma indicação do volume de água anual médio extraído ao aquífero para uso agrícola, que se considera ser a utilização principal.

Quadro 6.5 - Ordem de variação dos valores de condutividade hidráulica para cada camada e conversão de valores para o modelo de escoamento

| Camadas do modelo de escoamento | Determinações realizadas e valores referidos na literatura | Condutividade hidráulica (K) | |
|--|---|--|--|
| | | m/d | m/s (x10 ⁻⁰⁴) (valor para o modelo a bold) |
| 1ª camada - Formações arenosas do Plio-Quaternário | Amostras de solos (Carreiros e Areal Gordo) K_Hazen (média) K_Brumister (média) | 18,00 36,50 | 2,08 4,22 |
| | Ensaio em coluna (solos das bacias de infiltração do Areal Gordo - zona vadosa) | 7,78 | 0,90 |
| | Ensaio de traçador (Carreiros) | 2,82 | 0,33 |
| | Amostras de solos (LNEC5 - Areal Gordo) | 46,32 | 5,36 |
| | Ensaio Furo (LNEC6 - Areal Gordo) | 11,00 | 1,27 |
| | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (2006) | 0,022 ^(a) - 0,10 ^(b) | 0,0026 - 0,012 |
| | Stigter (2005) | 4 - 12 | 0,46 - 1,39 |
| | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (1995) | 0 - 4,1 | 0,48 |
| 2ª camada - Nível confinante | Freeze e Cherry (1979) (Siltes) | 0,864-0,0000864 | 0,1-0,00001 |
| | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (2006) | 0,005 | 0,00058 |
| 3ª camada - Formações calcareníticas do Miocénico | Freeze e Cherry (1979) | 0,0864-0,00000864 | 0,01 - 0,000001 |
| | Stigter (2005) | 12,2 - 28,5 | 1,41 - 3,30 |
| | Medeiros (2008) (LNEC3 - Carreiros) | 3,79 - 13,74 | |
| | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (2006) | 2 ^(c) - 10 ^(b) | 0,23 - 1,16 |
| | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (1995) | 4 - 12 | 0,46 - 1,39 |
| Formações calcárias do Cretácico | Lobo Ferreira <i>et al.</i> (1995) | 12-28 | 1,39-3,24 |

(a) K antes da calibração do modelo

(b) K após a calibração do modelo

(c) K antes da calibração do modelo. Valor médio inferido a partir dos valores de transmissividade (T) determinados por Silva (1988) durante ensaios de bombagem e dividido pela espessura da zona saturada (b): Quinta do Lago K=Tb=53/53=1 m²/d; K=19/100=0,19 m²/d; K=33/64=0,51 m²/d; K=302/68=4,44 m²/d. Gambelas K=397/100=3,97 m²/d. Campina de Faro K=284/163=1,74 m²/d).

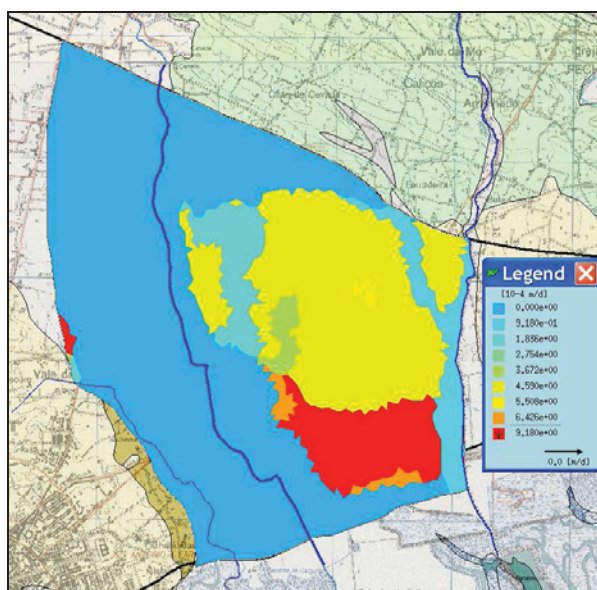


Figura 6.13 - Distribuição dos valores médios anuais de recarga de uma série de 10 anos, utilizados como dado de entrada para o modelo em regime permanente (1ª camada)

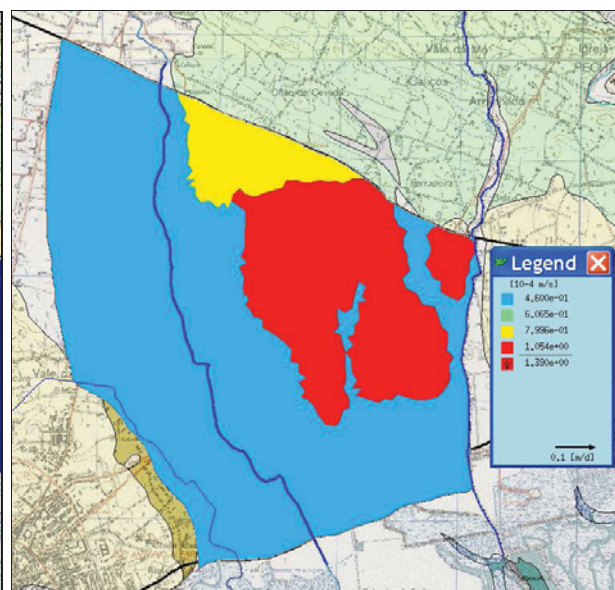


Figura 6.14 - Condutividade hidráulica no aquífero freático (1ª camada)

Consideram-se os volumes de extracção mais significativos nos seguintes poços: P6, P15, P18, P22, P25, P26, P31, P37, P40, P41, P42 e P44, para o aquífero freático, e P2, P8, P24, P27, P29, P46, P48 e P49 para o aquífero semi-confinado ($Q=100 \text{ m}^3/\text{d}$ por poço, $Q_{\text{total}} = 2000 \text{ m}^3/\text{d}$).

6.3.6 Resultados obtidos após calibração (regime permanente)

A calibração foi realizada em estado permanente por ajuste manual de “tentativa e erro” dos valores de piezometria calculados pelo modelo e os observados, num conjunto de pontos de observação escolhidos para ambos os aquíferos. O escoamento subterrâneo encontra-se influenciado, em alguns pontos de observação, por um regime de extracção, que foi incluído no modelo.

As variáveis do modelo calibradas foram a condutividade hidráulica, o fluxo de entrada nas condições de fronteira e os volumes de extracção. A recarga não foi calibrada porque se considera o parâmetro com menos incerteza, comparativamente com os outros referidos. O volume infiltrado no leito do rio manteve-se constante. A diferença entre os valores de piezometria calculados e observados designa-se de resíduo, que deverá atingir um valor aceitável, para se considerar o modelo calibrado.

Evolução da calibração em regime permanente foi a seguintes (Figura 6.15):

- Inicialmente os níveis estavam elevados;
- Reduziu-se o volume de entrada da fronteira Norte, mesmo assim permaneceram elevados;
- Colocaram-se os volumes de extracção e notou-se melhor ajuste nos níveis;
- Melhorou-se o ajuste entre os valores de condutividade e o caudal de extracção para cada furo/poço.

A Figura 6.16 e a Figura 6.17 apresentam a distribuição da piezometria para o aquífero freático e aquífero semi-confinado, respectivamente, sem calibração. Após uma calibração prévia, os resultados finais apresentam-se na Figura 6.18 e na Figura 6.19.

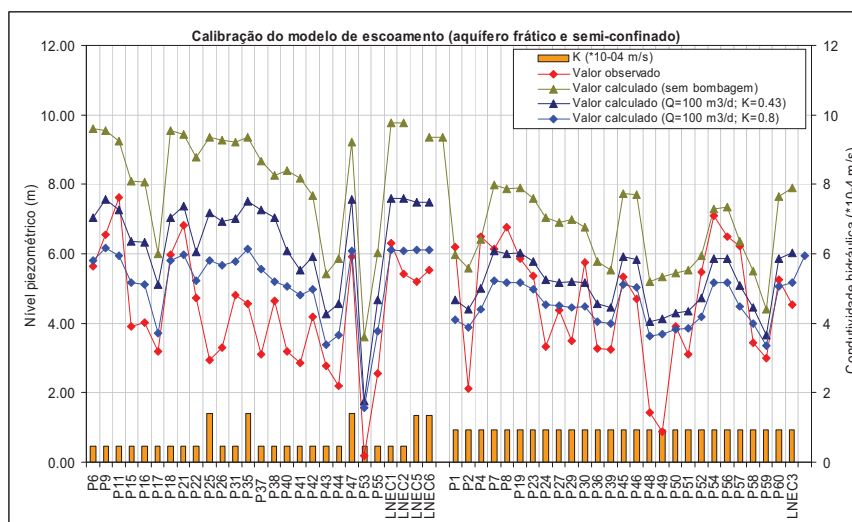


Figura 6.15 - Calibração do modelo de escoamento subterrâneo

Um aspecto que se esclarece nessas Figuras refere-se à zona de afloramento do aquífero semi-confinado na camada 1; neste local os níveis são mais baixos, do que os do

aquífero arenoso que o limita, indicando assim um escoamento subterrâneo na direcção deste aquífero, que se nota particularmente a Norte do ponto de observação nº12. Uma das razões que pode justificar esta direcção de fluxo localizada tem a ver com a topografia do terreno, que neste local, e já na parte onde afloram as areias do aquífero freático, apresenta uma zona elevada (ver Figura 6.3). Na zona de afloramento do aquífero semi-confinado, os níveis calculados pelo modelo para a camada 1 (aquífero freático) e camada 3 (aquífero semi-confinado) são idênticos, representando assim a piezometria do aquífero semi-confinado, que neste local, passa a livre (esta situação é facilmente verificada porque os níveis deixam de estar acima do topo do aquífero semi-confinado, passando a ficar abaixo do topo do aquífero confinado).

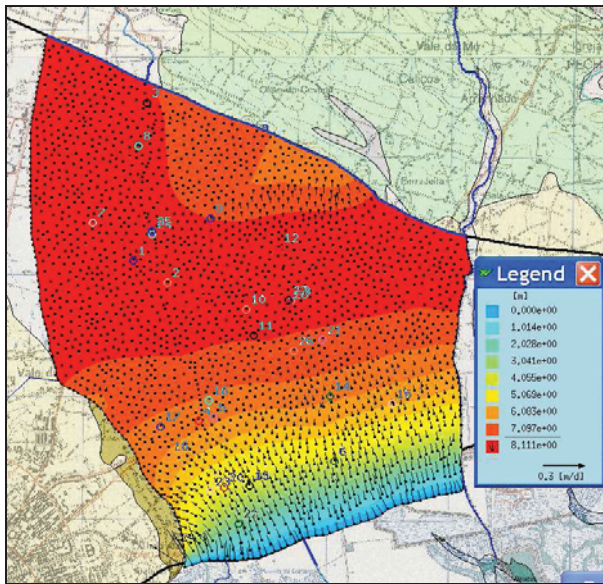


Figura 6.16 - Distribuição da piezometria no aquífero freático (sem calibração)

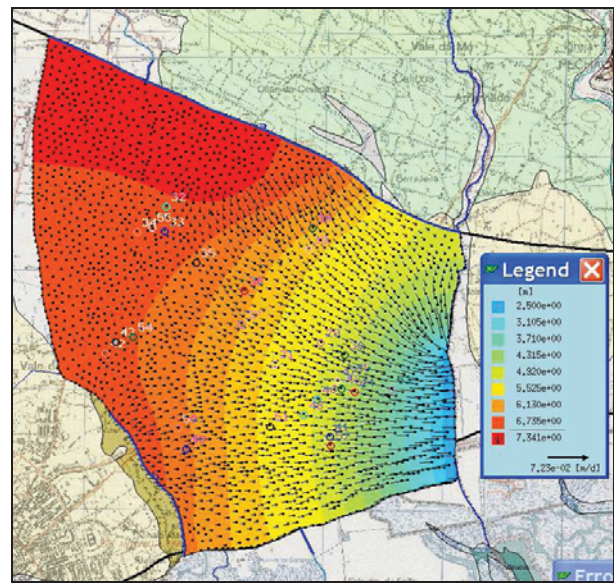


Figura 6.17 - Distribuição da piezometria no aquífero semi-confinado (sem calibração)

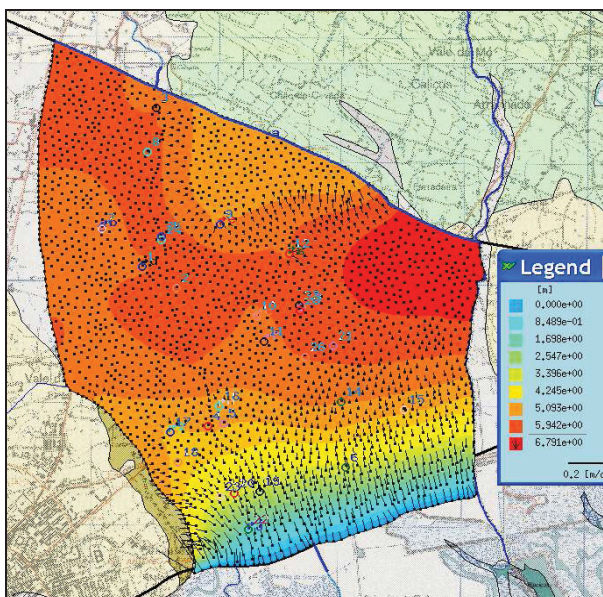


Figura 6.18 - Distribuição da piezometria no aquífero freático (com efeito das extracções e calibração)

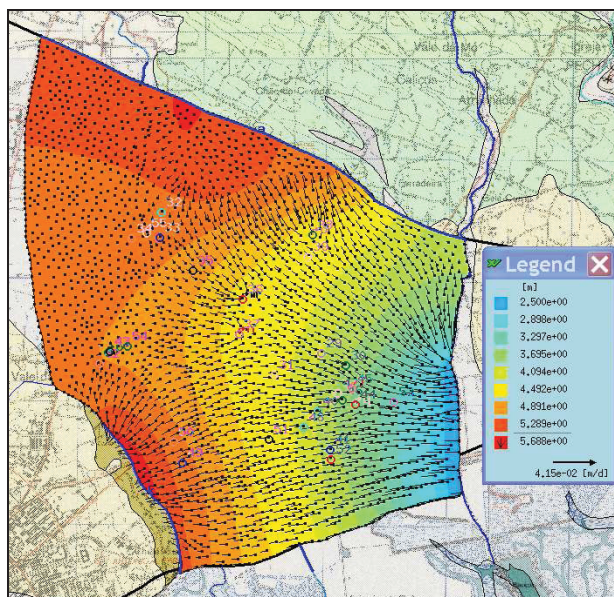


Figura 6.19 - Distribuição da piezometria no aquífero confinado (com efeito das extracções e calibração)

O Quadro 6.6 e a Figura 6.20 apresentam os valores do balanço de fluxo determinado em condições de regime permanente.

Quadro 6.6 - Balanço de fluxo do modelo de escoamento subterrâneo em regime permanente

| Balanço de Fluxo | | Entradas | | Saídas | | | |
|-----------------------------------|-------------------|----------------------------|------------|----------------------------------|-------------------|-----------------------------|------------|
| Componente | m ³ /d | hm ³ /ano | % | Componente | m ³ /d | hm ³ /ano | % |
| Recarga natural | 2548 | 9,30×10 ⁵ | 48 | Extracções de água subterrânea | 0 | 0 | 0 |
| Recarga lateral (fronteira Norte) | 2132 | 7,78×10 ⁵ | 41 | Descarga natural (fronteira Sul) | -5257 | -1,92×10 ⁶ | 100 |
| Rio influente | 577 | 2,11×10 ⁵ | 11 | Rio efluente | 0 | 0 | 0 |
| Total | 5257 | 1,92×10⁶ | 100 | Total | -5257 | -1,92×10⁶ | 100 |

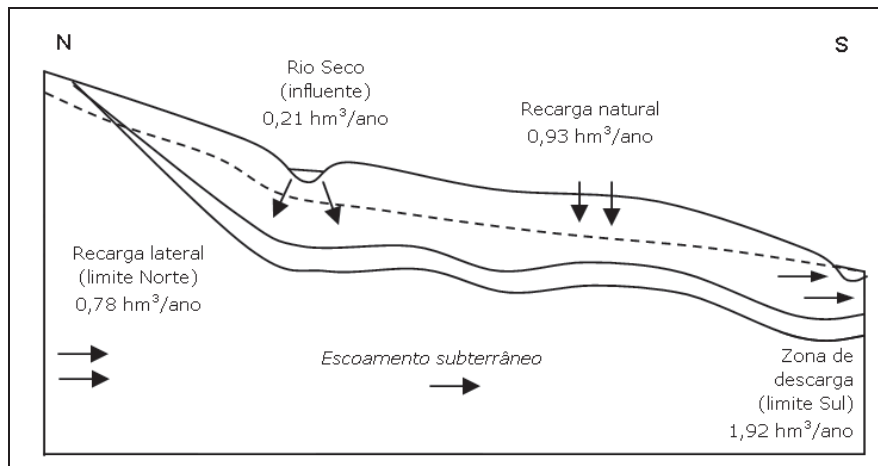


Figura 6.20 - Esquema simplificado do balanço de fluxo do modelo, em termos de entradas e saídas do sistema em regime permanente

6.3.7 Reajuste da geometria do modelo

A geometria do modelo proposta inicialmente acaba por sofrer um reajuste após a primeira corrida em estado permanente e após a sua calibração e nova definição de uma superfície piezométrica. Conforme se referiu anteriormente, no FEFLOW existe a possibilidade de definir no caso de aquíferos livres, o 1º plano como uma superfície livre, com a propriedade de ajuste vertical aos novos valores calculados para o nível freático. Assim sendo, o 1º plano definido inicialmente como a superfície topográfica passa a corresponder à superfície freática do aquífero. Este reajuste acaba por alterar a volumetria da 1ª camada. Conhecendo estes novos valores pode estimar-se a espessura das zonas não saturada e saturada do aquífero superficial. Pode ainda obter-se uma estimativa das reservas hídricas subterrâneas dos aquíferos modelados, apenas na área considerada no modelo. Estes valores apresentam-se no Quadro 6.7, tendo sido determinados com um valor de porosidade eficaz de 0,35. Assim, tem-se para a área de estudo, com cerca de 10 Km², uma reserva subterrânea do aquífero freático e do aquífero semi-confinado de aproximadamente 73 hm³ e 215 hm³, respectivamente.

Quadro 6.7 - Geometria modificada e estimativa das reservas subterrâneas do modelo

| | Volume (m ³) a) | Espessura média (m) | Espessura máx. saturada (m) | Reservas subterrâneas estimadas para a área modelada (hm ³) b) |
|--|--------------------------------|---------------------|-----------------------------|---|
| Aquífero freático (1ª camada) | 2,08×10 ⁸ | 20,2 | 55,8 | 72,73 |
| Nível confinante (2ª camada) | 2,27×10 ⁸ | 21,6 | 24,0 | 79,45 |
| Aquífero semi-confinado (3ª camada) | 6,15×10 ⁸ | 58,6 | 138,6 | 215,25 |
| Total | 1,05×10⁹ | 100,4 | 218,4 | 367,50 |

a) Considerou-se uma área de 10,499 Km²

b) Considerou-se uma porosidade eficaz de 0,35.

A espessura máxima da zona não saturada é de cerca de 19,1⁽²⁾ m, ou seja, 8% da área total modelada. A espessura média determinou-se em 10,5⁽³⁾ m. Este valor pode dar uma indicação do volume disponível no aquífero superficial que não estando saturado pode ser utilizado para a recarga artificial, *i.e.*, 38,5⁽⁴⁾ hm³, imaginando um sistema estático. Uma vez que à medida que a recarga se efectua existe em simultâneo infiltração de água, então este valor pode ser superior. Supondo um valor representativo destas formações de 1 m/d para a taxa de infiltração, então em cerca de 3,8 dias este volume de água já se infiltrou. Em termos anuais, este volume poderia ser bastante elevado, no entanto, nem toda a área está disponível para recarga artificial nem possui um comportamento homogéneo em termos de caracterização litológica, o que por sua influência as taxas de infiltração.

6.4 Modelo numérico de transporte de massa na Campina de Faro

No modelo de transporte de massa foram modelados vários cenários e possibilidades no sentido de averiguar a melhor resposta ao problema em questão. A base do modelo de transporte foi o modelo de escoamento definido previamente em estado permanente. Ambos os modelos foram simulados em condições de estado transitório. No caso do modelo de escoamento apenas se consideraram constantes as entradas pela recarga natural e lateral. A equação do transporte de massa foi resolvida com o regime convectivo.

Uma questão importante relativamente à resolução com o regime convectivo refere-se à concentração nos nós do modelo onde foram atribuídas condições de fronteira que determinam uma entrada de água para o modelo, como de Fluxo, Transferência ou de Fonte. Nestes limites do modelo a entrada faz-se com uma concentração igual à determinada pelo modelo nesse mesmo nó, a não ser que se imponha uma condição de fronteira do 1º tipo com o valor de concentração que se pretende. No caso do regime divergente a situação altera-se e a entrada de água é feita sempre com um valor de concentração de 0 mg/L.

6.4.1 Alteração da discretização horizontal e vertical

A incorporação da componente de modelação do transporte de massa no modelo de escoamento, previamente desenvolvido, implica também por forma a melhorar a precisão dos resultados obtidos, a aumentar a sua discretização temporal e espacial vertical e horizontalmente. Este aspecto traduz-se em duas expressões, a primeira relativa ao número de Peclet e a segunda relativa ao número de Courant. O número de Peclet (Pe) obtém-se pela aplicação da seguinte expressão: $Pe = V\Delta x/D$, em que V é a velocidade intersticial das águas subterrâneas, D é o coeficiente de dispersão e Δx o incremento espacial na malha do modelo. O número de Courant (Cr) pode ser obtido pela seguinte expressão: $Cr = V\Delta t/\Delta x$, em que Δt é o incremento nos intervalos de tempo (Lobo-

(2) Espessura máxima da zona não saturada = Espessura max. total - Espessura max. saturada
= 237,5 - 218,4 = 19,1 m

(3) Volume total inicial - Volume total final = Volume da zona não saturada / Área total =
Espessura não saturada
= $1,16 \times 10^9 \text{ m}^3 - 1,05 \times 10^9 \text{ m}^3 = 1,10 \times 10^8 \text{ m}^3 / 10,499 \times 10^6 \text{ m}^2 = 10,5 \text{ m}$

(4) Volume de vazios da zona não saturada = Espessura saturada \times área \times porosidade eficaz =
= $10,5 \text{ m} \times 10\,499\,000 \text{ m}^2 \times 0,35 = 38,5 \times 10^6 \text{ m}^3$

Ferreira, 1988). Na aplicação realizada neste trabalho seleccionou-se a opção disponível do FEFLOW de controlo automático dos intervalos de tempo, pelo que a discretização temporal é solucionada internamente. Para o caso da discretização espacial, o domínio do modelo constituído por elementos triangulares prismáticos cuja dimensão inicialmente definida foi de aproximadamente 100 metros de lado, tal que $\Delta x \approx \Delta y$ e $\Delta x \neq \Delta z$. Segundo o critério para o número de Peclet: $Pe < 2$ ($\Delta x / \beta L$) (Diersch, 2002), considerou-se para um Δx de 20 m uma dispersividade longitudinal regional (βL) de 20 m⁽⁵⁾. Para a relação entre as dispersividades transversal e longitudinal considerou-se o valor vulgarmente referido na literatura de 0,1, que fixou o valor da dispersividade transversal em 2 m.

Relativamente à discretização vertical do modelo foi efectuada a divisão da 1ª camada, correspondente ao aquífero freático, em três camadas e a 3ª camada, relativa ao aquífero confinado, também em três camadas. Esta divisão considera a mesma distribuição espacial da distância entre camadas. Considera-se no FEFLOW e no caso da modelação do transporte de massa, que cada camada que representa uma unidade geológica deverá estar discretizada verticalmente no mínimo em 3 camadas para um maior rigor dos resultados obtidos.

6.4.2 Definição das condições temporais e de controlo da simulação

Os parâmetros de entrada para o modelo incluem, no caso do regime transitório, a definição das condições temporais, contribuindo desta forma também para a precisão dos resultados obtidos nas simulações. Estas condições traduzem-se nos seguintes parâmetros: número de intervalos de tempo, tipo de intervalo de tempo, tempo final da simulação, erro e critério de convergência, tipo de "upwinding", entre outras variáveis. Uma descrição mais detalhada sobre os vários aspectos relativos à definição destes parâmetros poderá ser encontrada em Diersch (2002). As opções para o controlo dos intervalos de tempos disponíveis no FEFLOW são três, designadamente (Diersch, 2002): 1) intervalos de tempo constantes; 2) intervalos de tempo variáveis; 3) controlo automático dos intervalos de tempos. Esta última opção foi a seleccionada na aplicação feita do modelo, que incorpora dois esquemas de integração temporal, tendo sido seleccionada a opção "Forward Adams Bashforth/backward trapezoid" (AB/TR). Existe ainda, neste caso, a possibilidade de o utilizador especificar a evolução dos intervalos de tempos, em termos de valor máximo e número máximo de intervalos de tempo.

Sobre os critérios de convergência do modelo utilizou-se o valor por defeito para o erro de convergência (0,001), para a norma utilizada para o cálculo do valor do erro integral (norma "Euclidean L2 integral root mean square (RMS)" e para o número máximo de iterações por cada intervalo de tempo (12 iterações).

Para a estabilização dos resultados numéricos no caso de modelo de transporte são referidas cinco tipos de definições de "upwinding" (Diersch, 2002), tendo também sido seleccionada a opção por defeito de "No upwinding" (aproximação Galerkin-FEM). Segundo este autor, esta opção é a que produz melhores resultados em termos de

⁽⁵⁾ Devido à falta de valores de dispersividades regionais experimentais na Campina de Faro, tomou-se por base os resultados dos ensaios feitos por Lobo Ferreira (1988), para as areias brancas de Rio Maior cuja dispersividade longitudinal média calculada foi de 20 m.

precisão, mas pode no entanto conduzir a oscilações nos resultados das concentrações se os processos dominantes de transporte foram modelados em malhas muito grosseiras. Assim, será sempre aconselhável efectuar um maior refinamento da malha do modelo quando se pretende evoluir para um modelo de transporte de massa, que é o caso da aplicação que aqui se descreve.

6.4.3 Condições iniciais

As condições iniciais para o modelo de transporte são representadas pelos valores de concentração de NO_3 registados nas águas subterrâneas durante a campanha de Abril de 2007. A Figura 6.21 mostra as condições iniciais utilizadas, para as concentrações de NO_3 e de piezometria.

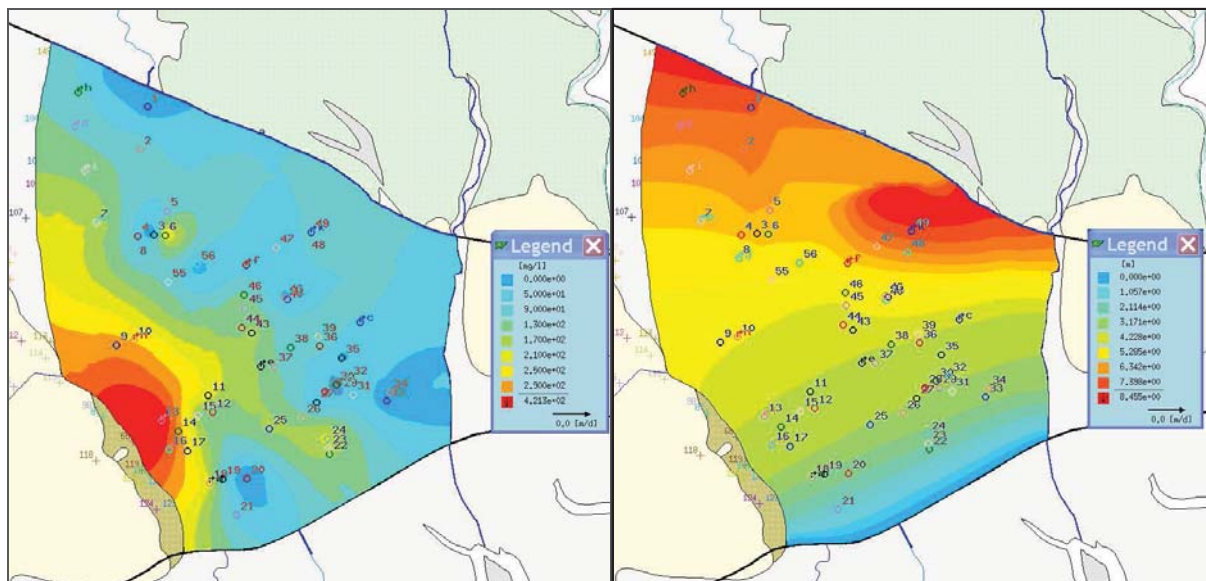


Figura 6.21 - Condições iniciais para o modelo de transporte: concentração de NO_3 e nível piezométrico no aquífero freático

6.4.4 Condições de fronteira do modelo de transporte

Para as condições de fronteira definidas no modelo de transporte apenas se considerou o 1º Tipo de condição, de massa imposta, distribuída em todos os limites da área modelada onde se estabeleceram zonas de entrada/saída de água para o aquífero, mas com determinadas restrições para que a água possa fluir livremente. Esta distribuição foi realizada da seguinte forma:

- No limite Norte, considerou-se uma concentração de NO_3 de 50 mg/L para o fluxo de entrada no aquífero, que corresponde ao VP⁽⁶⁾ referido para consumo humano e que se deveria esperar como entrada proveniente dos aquíferos a montante da zona modelada, que constituem também parte integrante da ZVF. Este tipo de condição pressupõe que o mesmo tipo de medidas de reabilitação das massas de água subterrâneas serão implementadas também nestes aquíferos de forma a cumprir os objectivos referidos na Directiva-Quadro da Água.

⁽⁶⁾ VP - valor paramétrico, referido no Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano.

- No rio Seco considerou-se uma concentração de NO_3 de 10 mg/L na água proveniente do escoamento superficial que se infiltra no leito do rio. Este valor corresponde ao valor mínimo registado nas amostras de água do rio recolhidas durante as campanhas de monitorização.
- No limite Sul, que assinala uma zona de descarga do modelo, considerou-se uma concentração de 0 mg/L, com uma restrição mínima de fluxo de massa de saída, $Q_{\min}=0$ mg/L.m³/d, o que significa que enquanto a referida fronteira do modelo for uma zona de saída de água (sinal positivo), o valor do fluxo de massa que atravessa este limite e a respectiva concentração na água nestes nós será determinada. No caso aqui simulado a concentração 0 mg/L nunca se aplica e a água pode fluir livremente nesta zona de descarga do modelo.
- Os restantes limites, Oeste e Este, são impermeáveis quer para o fluxo quer para as entradas de massa.
- No interior da área modelada foram estabelecidas condições de fronteira também do mesmo tipo e respectivas restrições, aspecto que será abordado novamente quando se descreverem os cenários de recarga artificial realizados no aquífero superficial.

Para o modelo de fluxo os cenários de recarga artificial incluem a implementação de condições de fronteira que simulem a injeção em poços ou uma entrada a partir da superfície, no caso de bacias de infiltração. Assim sendo, é utilizada uma condição de fronteira do 4º Tipo imposta em cada nó do modelo onde existe um poço através do qual se pretenda recarregar o aquífero superficial e aplicado o respectivo caudal de injeção. No caso dos cenários de recarga a partir de bacias de infiltração localizadas no leito do rio Seco, apenas se mantém a mesma condição de fronteira do 3º Tipo que já existia, mas altera-se a taxa de transferência entre o rio e o aquífero para um valor mais elevado, aumentando assim de forma artificial a entrada de água no modelo através do conjunto de nós que concretiza a posição do rio no modelo.

Os cenários de recarga artificial são descritos mais pormenorizadamente na Secção 6.4.7.

6.4.5 Parâmetros dos materiais para o modelo numérico de transporte

Os parâmetros dos materiais que são necessários definir para o modelo numérico de transporte de massa, são os seguintes: porosidade, coeficiente de adsorção de *Henry*, difusão molecular, dispersividades longitudinal e transversal. O valor de porosidade eficaz foi de 0,35.

O valor de adsorção do NO_3 ao meio poroso foi fixado em 1 (coeficiente de adsorção de *Henry*). Este valor foi escolhido tendo em conta que o NO_3 é um anião muito móvel em solução, cuja retenção pela fase sólida se pode considerar pouco significativa, indicando assim um elemento conservativo.

Para a difusão molecular (D_d) do NO_3 considerou-se o valor de 5×10^{-5} m²/d (referido por Frind *et al.*, 1990 in Singh, 2006). A desnitrificação é o principal processo químico que afecta a concentração do NO_3 nas águas subterrâneas em condições anaeróbias. Contudo, a sua concentração nas águas subterrâneas está directamente relacionada com a carga de azoto aplicada à superfície dos solos e consequente lixiviação para o meio

subterrâneo. Os vários processos relacionados com o ciclo do azoto encontram-se descritos com algum detalhe num conjunto de referências, das quais destaco Freeze e Cherry (1979), Rohman e Sontheimer, (1985), Canter *et al.* (1987), Appelo e Postma (1993) e Leitão (1997).

O Quadro 6.8 resume a informação utilizada como dado de entrada para o modelo numérico do transporte.

Quadro 6.8 - Parâmetros de entrada para o modelo numérico de transporte da Campina de Faro

| Parâmetros (símbolo) | Valor / unidades |
|---|--------------------------------------|
| Dimensão eixo xx e yy (Δx e Δy) | ≈ 20 m |
| <u>Propriedades do meio poroso:</u> | |
| Porosidade efectiva (ϵ) | 0,35 |
| Dispersividade longitudinal (β_L) | 20 m |
| Dispersividade transversal (β_T) | 0,1 $\beta_L = 2$ m |
| Difusão molecular (D_d) | 5×10^{-5} m ² /d |
| Coefficiente de adsorção de Henry (K) | 1 |

6.4.6 Cenário da recarga natural

Um dos primeiros cenários analisados foi o de simular qual o efeito que a recarga natural teria em termos de diluição das concentrações existentes actualmente. Para que este cenário possa ter um significado credível implica considerar válida a hipótese de que não existem novas entradas de carga poluente para o sistema, devido à introdução de azoto ainda existente na zona não saturada ou adicionado às zonas agrícolas. Os resultados deste cenário apresentam-se na Figura 6.22 que mostra a evolução temporal da distribuição da concentração de NO₃ e a piezometria resultante na área modelada, ao fim de 2, 4, 6, 8 e 10 anos para um tempo total de simulação de 10 anos.

Chama-se novamente a atenção para a zona Norte do modelo, onde aflora o aquífero semi-confinado, que os resultados de piezometria e concentrações de NO₃ referem-se a este mesmo aquífero. Este aspecto sucede porque na primeira camada do modelo estão representados os dois aquíferos modelados. Estes resultados são, neste local, idênticos aos calculados para a camada inferior, que simula o aquífero confinado, como seria de esperar, uma vez que, foram atribuídas as mesmas propriedades hidráulicas em ambas as camadas.

6.4.7 Cenários de recarga artificial

Uma vez decididas e testadas *in situ* (cf. ensaios de recarga artificial descritos no Capítulo 5) as formas possíveis e viáveis de recarregar o aquífero, quer em termos de eficiência de recarga quer em termos de efeitos na qualidade da água do aquífero superficial, foi então preciso dar resposta a um conjunto de questões que vão permitir definir os critérios para a optimização dos efeitos da recarga de uma forma integrada e global para a área considerada. As várias questões que se colocaram numa fase prévia à elaboração dos cenários de recarga artificial para o modelo de transporte são as que se listam em seguida:

1 – No caso das **bacias de infiltração**, em que locais da área de estudo devem ser construídas?

- Qual o número de bacias propostas?
- Que área e profundidade deverão ter?
- Qual o volume de água que vão introduzir no aquífero em termos médios (em função da sua área de infiltração)?
 - Quais os locais onde deverão ser instaladas, em função da actual ocupação do solo?
 - Quais os custos envolvidos para a sua construção, incluindo custos de aluguer dos terrenos e custos de funcionamento?
- Qual a origem da água de recarga e sua caracterização físico-química e qual o volume necessário?

2 – No caso das **bacias de recarga facilitada** ao longo do rio, qual a área disponível para a sua instalação?

- Qual o volume de água médio que poderão recarregar (em função da sua área de infiltração)?
 - Qual o volume de água disponível do escoamento superficial e qual o volume efectivamente recarregado durante os episódios de escoamento?
- Que concentração de NO_3 se pode prever na água de recarga?
- Quais os custos envolvidos para a construção e funcionamento destes sistemas de recarga?

3 – No caso dos **poços**, qual o número de poços disponíveis?

- Qual o período de tempo em que estarão disponíveis?
- Qual volume que efectivamente permitirão recarregar?
- Qual a relação entre profundidade do nível e taxa de recarga que efectivamente se vai verificar em cada poço?
 - Quais os custos envolvidos, essencialmente no aluguer deste tipo de infra-estruturas, transporte da água de recarga e funcionamento do sistema? Qual a origem da água de recarga e volumes necessários?

4 – Por fim, no caso dos **furos de injeção**, com diâmetro intermédio, a sua implementação poderá cobrir os locais onde nenhuma das opções referidas atrás seja viável, sendo assim preferível a injeção directa no aquífero de um determinado volume pré-determinado.

As respostas as todas estas questões definem as condições de entrada estabelecidas para os cenários de recarga artificial. Por sua vez, a modelação matemática do escoamento subterrâneo e da concentração de NO_3 incorporando todos os cenários fornece e quantifica as respostas dos diferentes critérios que serão utilizados para a optimização da solução mais adequada.

Os cenários de recarga artificial planeados para o modelo de transporte incluíram a utilização das seguintes metodologias (Quadro 6.9): injeção directa em poços ou em furos e infiltração em bacias a construir, em determinados locais, ou implantadas no leito do rio Seco. No caso dos poços, o objectivo seria a utilização dos que estão disponíveis na área de estudo. A limitação imposta para a sua utilização está dependente da

profundidade ao nível existente em cada poço que, por sua vez, condiciona a sua capacidade de infiltração. Ou seja, os poços localizados mais a montante da área de estudo são também os que têm maiores profundidades ao nível freático. O ensaio de injeção realizado num poço no Areal Gordo, localizado numa zona central da área de estudo, permitiu averiguar a incorporação no aquífero de um volume máximo de água de cerca de 480 m³/d (mais detalhes no Capítulo 5). Deste modo, optou-se por considerar nos cenários de injeção um caudal de 400 m³/d para cada poço.

Outra questão importante, relativa ao modelo, prende-se com a elevação no nível de cada poço durante a injeção de água e que deverá evitar-se que seja superior à cota do terreno. Para se impor esta condição no FEFLOW aplicou-se uma restrição de nível máximo na condição de fronteira do 4º tipo aplicada nos poços. O nível máximo corresponde ao valor da cota topográfica para cada nó da malha do modelo onde se aplica a condição de fronteira de furo de injeção. Os cenários de injeção propostos incluem a simulação para 13, 25, 30, 35, 45 e 50 poços (Quadro 6.9 e Quadro 6.10).

No caso dos furos de injeção decidiu-se por apenas considerar a sua aplicação nos locais onde não existem poços disponíveis. O facto destas infra-estruturas necessitarem de ser construídas para o efeito pode compensar eventuais limitações de uso de alguns poços. Assim a utilização de alguns poços poderá ter de vir a ser ajustada e a sua possível substituição poderá ser feita recorrendo à construção de um furo de injeção num local próximo.

No caso das bacias de infiltração a proposta para a sua construção foi feita para os locais ainda sem qualquer metodologia de recarga definida e também onde se localiza a zona mais poluída e aquela onde é mais premente a melhoria da qualidade da água. Considerou-se uma taxa de infiltração representativa das formações arenosas de 1 m/d (conforme referido no Capítulo 5). O volume de recarga determinou-se em função da área das bacias propostas. As bacias dos ensaios realizados no Areal Gordo, de menor dimensão (80 m² e 61 m²), foram realizadas numa escala de ensaio. Para um cenário real foram simuladas bacias de maior dimensão, com cerca de 2500 m² (50×50 m), o que daria um volume disponível para recarga de cerca de 2500 m³/bacia. Os cenários de recarga propostos incluem a simulação com 2, 4, 6 e 8 bacias de infiltração cujo resultado final em termos de volume total de recarga do aquífero se determinou em 9,13, 18,25, 27,38 e 36,50 hm³, respectivamente (Quadro 6.9 e Quadro 6.10).

O cenário de recarga artificial mais localizado corresponde ao do incremento da recarga induzida no leito do rio Seco. Este efeito pode ser conseguido se em vários trechos do leito do rio forem construídas bacias de infiltração/retenção que promovem a recarga do aquífero durante os episódios de escoamento superficial. Conforme se referiu no Capítulo 4, a distribuição do escoamento superficial ao longo do ano fica concentrada em apenas alguns dias durante o período de Inverno, no entanto, verificaram-se eventos de escoamento significativos cuja quantificação se realizou através de limnigrafos instalados no caso das bacias de infiltração de Carreiros (ver Capítulo 5). A redução da capacidade de infiltração do material do leito do rio nas formações relativas ao aquífero do M12, sobretudo para jusante de Carreiros, contribuiu para que se proponha que, a partir desta zona, se realizem em alguns trechos do leito do rio pequenas bacias de infiltração, semelhantes às realizadas no caso de estudo de Carreiros. De todas as metodologias

propostas esta é a mais natural, que menor perturbação ou impacto causaria no meio envolvente, com baixos custos de construção e implementação, sem custos para a fonte de água de recarga e apenas com custos pouco significativos para a sua manutenção. No entanto, pesa o factor negativo do seu efeito localizado e de distribuição linear. Em termos de taxa de infiltração considera-se um valor representativo das formações arenosas, obtido nos ensaios descritos no Capítulo 5, de 1,2 m/d. O caudal de injeção determinou-se em função da área das bacias propostas.

No Quadro 6.10 são quantificados os volumes de injeção associados a cada um dos cenários descritos anteriormente. Deste conjunto de cenários de recarga artificial propostos seleccionaram-se alguns cujos resultados se apresentam nas Secções seguintes, que pretendem demonstrar a utilidade da ferramenta aplicada neste Capítulo e os efeitos que se obtêm em termos de variação da concentração de NO_3 e da piezometria.

A aplicação de recarga artificial deveria à partida realizar-se nas áreas localizadas mais próximas do limite Norte da área modelada, uma vez que o próprio escoamento natural se encarregaria de transportar estas manchas de água menos poluída para Sul, melhorando de forma global a qualidade da água no aquífero superficial. No entanto, as baixas velocidades de escoamento revelaram que este cenário pode não ser o mais adequado em função do tempo disponível para cumprimento das imposições da Directiva-Quadro. Assim, optou-se por considerar cenários de recarga artificial que distribuem de forma uniforme por toda a área, com especial atenção para a zona mais poluída a SW da área de estudo.

6.4.7.1 Cenário da infiltração natural no leito do rio

De acordo com as estimativas realizadas no Capítulo 4, relativamente ao escoamento superficial no leito do rio Seco, existe um volume médio determinado de 6 hm^3/ano de água do rio disponível. Na realidade apenas 0,2 hm^3/ano (669 m^3/d) se infiltram nas condições actuais existentes no rio. No entanto, se se proceder à construção de pequenas bacias de infiltração no próprio leito do rio que promovam a recarga do aquífero este volume poderá ser mais elevado. Estes ensaios foram realizados para o caso de estudo de Carreiros, numa escala pequena, através de duas bacias que promovem a infiltração do escoamento superficial, cujas perdas foram quantificadas em função da diferença de caudal entre duas secções transversais ao leito do rio, a montante e a jusante das bacias. Este valor foi convertido numa taxa de infiltração média de 0,77 m/d, para os eventos ocorridos e para uma área de recarga de 200 m^2 (mais detalhes no Capítulo 5).

O troço do leito do rio que atravessa a área modelada tem cerca de 4,45 km e uma largura estimada em cerca de 5 m, ou seja, 22 250 m^2 de área total. Supondo que 1/3 desta área poderia ser utilizada para a construção das referidas bacias (semelhantes às que foram construídas no caso de estudo de Carreiros), ficaria com 7417 m^2 , o que daria 37 bacias com 200 m^2 de área. Com a referida taxa de infiltração média estimou-se o volume de 5711 m^3/d (*i.e.*, 2,0 hm^3/ano) que seria possível incluir no aquífero. Um aspecto a ter em atenção consiste na determinação prévia do caudal ecológico do rio, definido como o caudal mínimo necessário para a preservação dos ecossistemas aquáticos, necessário manter sempre que o regime o permita. Mesmo tratando-se de um curso de água temporário a estimativa destes valores deve ser considerada.

As condições para a simulação deste cenário no FEFLOW resultaram apenas na alteração da taxa de transferência entre o rio e o aquífero, que se relaciona com o nível de colmatagem existente. Optou-se assim por considerar um valor mais elevado.

Os resultados deste cenário apresentam-se na Figura 6.23 que mostra a evolução temporal da distribuição da concentração de NO_3 e a piezometria resultante na área modelada, ao fim de 2, 4, 6, 8 e 10 anos para um tempo total de simulação de 10 anos.

6.4.7.2 Cenário de injeção em 13 poços

Este cenário incluiu a injeção no aquífero através de 13 poços localizados na zona mais poluída do aquífero e nas zonas mais a montante da área de estudo. A simulação foi realizada para um tempo final de 10 anos e a injeção foi feita de forma intercalada por períodos de 1 ano com injeção seguido de 1 ano para recuperação do sistema. O caudal de injeção foi de $400 \text{ m}^3/\text{d}$ por poço, durante um período de 5 anos (entradas no aquífero superficial são de $1,90 \text{ hm}^3/\text{ano}$). Os resultados deste cenário apresentam-se na Figura 6.24 que mostra a evolução temporal da distribuição da concentração de NO_3 e da piezometria resultante na área modelada (mapas resultantes ao fim de 1, 3, 5, 7 e 9 anos).

6.4.7.3 Cenário de injeção em 25 poços

Este cenário realizou-se com as mesmas condições adoptadas para o cenário anterior, apenas com a diferença de se ter passado para um injeção em 25 poços. As entradas no aquífero passaram a ter um volume de $3,65 \text{ hm}^3/\text{ano}$. Os resultados deste cenário apresentam-se na Figura 6.25, que mostra a evolução temporal da distribuição da concentração de NO_3 e da piezometria resultante na área modelada (mapas resultantes ao fim de 1, 3, 5, 7 e 9 anos).

Quadro 6.9 – Cenários de recarga natural e recarga artificial simulados no modelo de transporte

| Tipo RA | Cenários de recarga natural e artificial simulados | Cenários conjugados | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---|--|---|
| | | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 | C10 | C11 | C12 | C13 | C14 | C15 | C16 | | | |
| Recarga natural | Cenário 1 Cenário considerando apenas as entradas naturais para o sistema (recarga natural e recarga lateral e infiltração natural do escoamento superficial no leito do rio Seco) | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Cenário 2 Cenário considerando as entradas naturais para o sistema + Sistema de bacias de indução da recarga artificial no leito do rio Seco. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Recarga artificial em bacias de infiltração | Cenário 3 Injeção em 13 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção. | ✓ | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Cenário 4 Injeção em 25 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção. | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Cenário 5 Injeção em 30 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção. | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ | | | | | | | | | | | | | | |
| | Cenário 6 Injeção em 35 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção. | ✓ | ✓ | ✓ | | | ✓ | | | | | | | | | | | | | |
| | Cenário 7 Injeção em 45 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção. | ✓ | ✓ | ✓ | | | | ✓ | | | | | | | | | | | | |
| | Cenário 8 Injeção em 50 noras distribuídas de forma uniforme pela área de estudo, um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção. | ✓ | ✓ | ✓ | | | | | ✓ | | | | | | | | | | | |
| | Injeção em furos | Cenário 9 Injeção em 5 furos de injeção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Cenário 10 Injeção em 10 furos de injeção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | ✓ | | | | | | | |
| | | Cenário 11 Injeção em 15 furos de injeção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | ✓ | | | | | | |
| | | Cenário 12 Injeção em 20 furos de injeção distribuídos de forma uniforme pela área de estudo, com um caudal de 400 m ³ /d, durante 5 anos, intercalados com um ano sem injeção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | ✓ | | | | | |
| | | Cenário 13 Recarga artificial em 2 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | ✓ | | | | |
| | | Cenário 14 Recarga artificial em 4 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | ✓ | | | |
| | Cenário 15 Recarga artificial em 6 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | ✓ | | |
| | Cenário 16 Recarga artificial em 8 bacias de infiltração, volume de recarga de 10000 m ³ /d, durante 9 meses/ano+3 meses/ano de interrupção para operações de manutenção, durante 10 anos de funcionamento do sistema. | ✓ | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | | | ✓ |

Quadro 6.10 - Descrição e quantificação de volumes de recarga associados aos cenários de recarga

| Cenários de recarga artificial | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|----------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|----------------------|--------------------------|---------------------------------------|--------------------------|---|---|---------------------------------|
| | Nº noras com injeção | Caudal injeção (m3/d) | Nº furos de injeção | Caudal injeção (m3/d) | Nº bacias de injeção | Volume de recarga (m3/d) | Pontos de infiltração no leito do rio | Volume de recarga (m3/d) | Volume de recarga Total acumulado (hm3) | Tempo de recarga artificial acumulado (d) | Tempo de simulação (resultados) |
| C1 | | | | | | | | 2548 | 9.30 | | 3650 |
| C2 | | | | | | | | 4500 | | 1825 | 3650 |
| C3 | 13 | 400 | | | | | | 5200 | 9.49 | 1825 | 3650 |
| C4 | 25 | 400 | | | | | | 10000 | 18.25 | 1825 | 3650 |
| C5 | 35 | 400 | | | | | | 14000 | 25.55 | 1825 | 3650 |
| C6 | 40 | 400 | | | | | | 16000 | 29.20 | 365 | 3650 |
| C7 | 45 | 400 | | | | | | 18000 | 32.85 | 1825 | 3650 |
| C8 | 50 | 400 | | | | | | 20000 | 36.50 | 1825 | 3650 |
| C9 | | | 5 | 50 | | | | 250 | 0.23 | 900 | 3650 |
| C10 | | | 10 | 50 | | | | 500 | 0.45 | 900 | 3650 |
| C11 | | | 15 | 50 | | | | 750 | 0.68 | 900 | 3650 |
| C12 | | | 20 | 50 | | | | 1000 | 0.90 | 900 | 3650 |
| C13 | | | | | 2 | 2500 | | 5000 | 9.13 | 1825 | 3650 |
| C14 | | | | | 4 | 2500 | | 10000 | 18.25 | 1825 | 3650 |
| C15 | | | | | 6 | 2500 | | 15000 | 27.38 | 1825 | 3650 |
| C16 | | | | | 8 | 2500 | | 20000 | 36.50 | 1825 | 3650 |

Qi/nora = 400 m3/d

Qi/bacias = 435 m3/d

Qi/furos = 2.2 m3/h = 50 m3/d

Área das bacias = 50 por 50 = 2500 m2

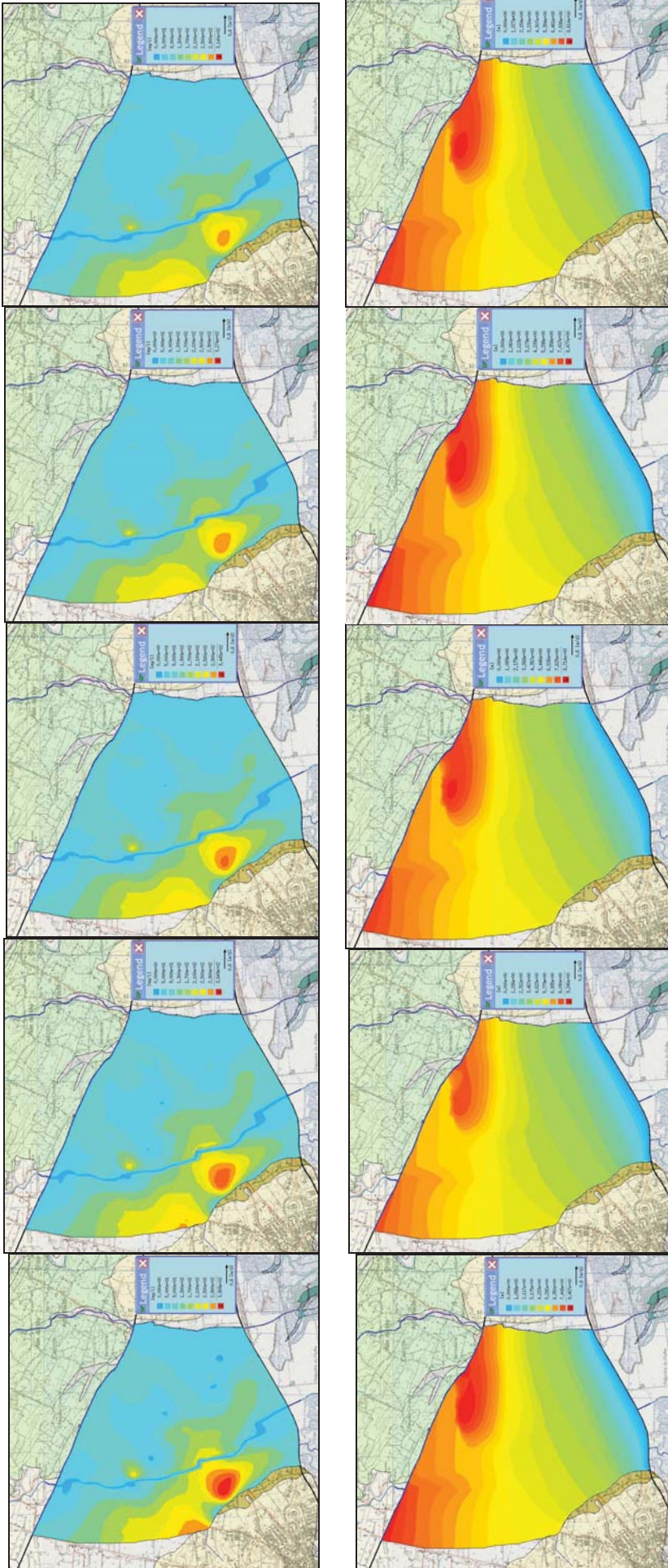


Figura 6.22 - Evolução temporal das concentrações de NO₃ e da piezometria durante um cenário de recarga natural (mapas ao fim de 2, 4, 6, 8 e 10 anos para um tempo total de simulação de 10 anos)

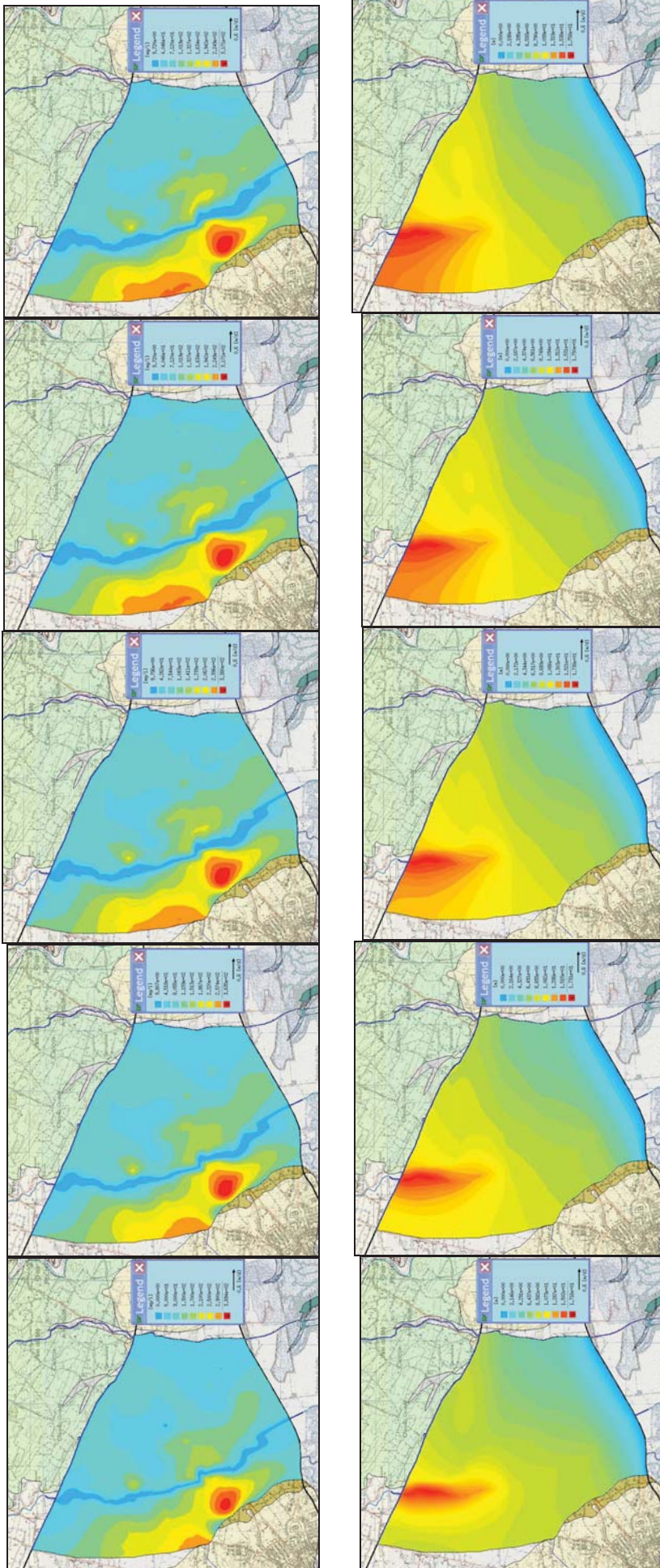


Figura 6.23 - Evolução temporal das concentrações de NO_3 e da piezometria durante um cenário de recarga induzida no leito do rio (mapas ao fim de 2, 4, 6, 8 e 10 anos para um tempo total de simulação de 10 anos)

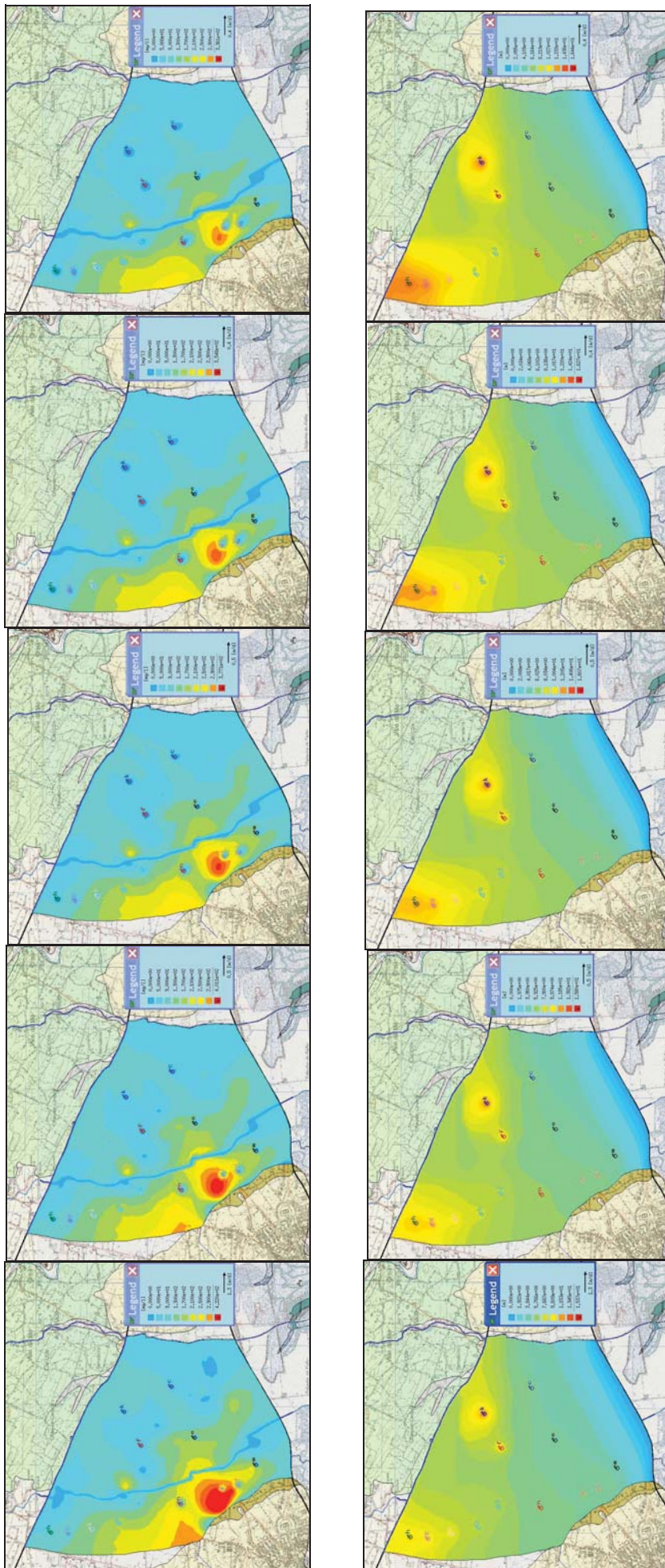


Figura 6.24 - Evolução temporal das concentrações de NO_3 e da piezometria durante um cenário de recarga artificial em 13 poços dispersos pela área da Campina de Faro (caudal de injeção = $400 \text{ m}^3/\text{d}$, durante 5 anos intercalados para um tempo total de simulação de 10 anos; mapas ao fim de 1, 3, 5, 7 e 9 anos)

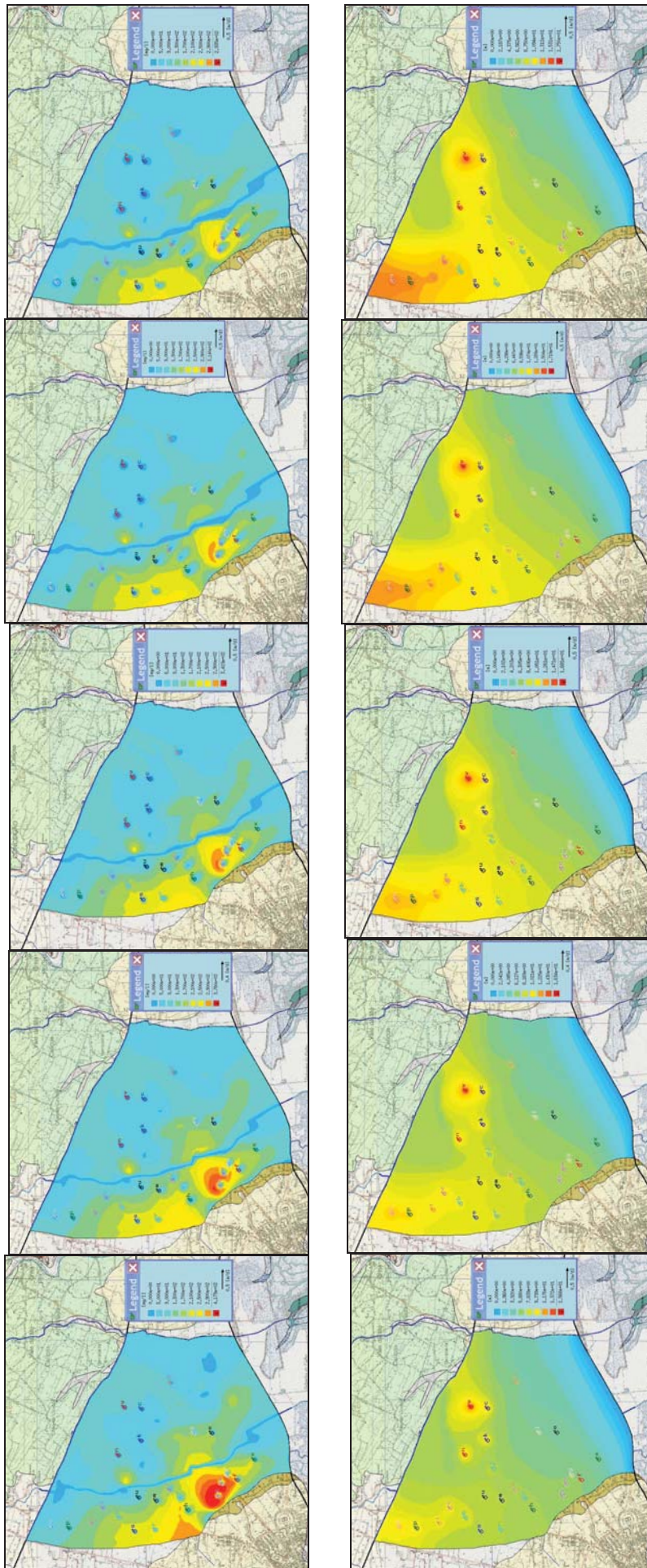


Figura 6.25 - Evolução temporal das concentrações de NO_3 e da piezometria durante um cenário de recarga artificial em 25 poços dispersos pela área da Campina de Faro (caudal de injeção = $400 \text{ m}^3/\text{d}$, durante 5 anos intercalados para um tempo total de simulação de 10 anos; mapas ao fim de 1, 3, 5, 7 e 9 anos)

6.5 SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO COM BASE NA ANÁLISE MULTICRITÉRIO

6.5.1 Introdução

Quando nos deparamos com uma situação de tomada de decisão face a diferentes alternativas possíveis com diferentes respostas, a utilização de técnicas de decisão com base na análise multicritério poderá ser uma ferramenta muito útil. A análise multicritério trata-se de uma técnica quantitativa de tomada de decisão.

Os “Sistemas de apoio à decisão” (SAD) são sistemas computacionais interactivos que permitem a análise de um grande número de variáveis tornando possível o posicionamento relativamente a uma determinada questão. O termo “sistema de apoio à decisão” tem sido utilizado de diferentes formas (após a década de 80) e tem recebido diferentes definições de acordo com o ponto de vista de cada autor. Finlay (1994) e outros autores definem o SAD como “um sistema computacional que auxilia o processo de tomada de decisão”. Para Sprague e Carlson (1982), SAD são “sistemas computacionais interactivos que auxiliam os tomadores de decisão a utilizarem dados e modelos solucionados de problemas não-estruturados”.

Existem várias possibilidades de, teoricamente, se construir um sistema em qualquer área do conhecimento, podendo auxiliar a tomada de decisão sobre questões específicas relacionadas com a gestão ou a protecção de recursos hídricos.

6.5.2 Estado da arte

Nesta secção é realizada uma breve abordagem a diferentes estudos relacionados com a gestão de recursos hídricos e a estruturação de problemas ambientais complexos, que têm contribuído para a fundamentação de decisões através de sistemas de apoio à decisão com base na análise de decisão multicritério (MCDA - *Multi-criteria decision analysis*). Seager *et al.* (2004) fez uma análise considerando um caso hipotético de decisão relativamente ao local de despejo de um volume elevado de sedimentos contaminados retirados de um rio, em New Hampshire. Hostmann (2005) realizou uma tese com o objectivo de analisar a possível contribuição dos métodos MCDA para a tomada de decisão e a resolução de conflitos no âmbito de estudos de gestão ambiental. Tratava-se da reabilitação de dois rios (Thur River, na Suíça e Alpine Rhine River basin, na Europa Central) em que a aplicação continuada dos métodos MCDA, em situações múltiplas dos *stakeholders* poderiam contribuir para a resolução de conflitos e para a criação de projectos melhor organizados e eficientes em termos ambientais.

Existem diversos tipos de decisões que podem ser tomadas a nível individual ou colectivo, envolvendo e afectando um maior número de pessoas. São normalmente as decisões colectivas as que são tomadas a nível de administração central, nomeadamente as que envolvem os problemas de gestão ambiental. Este tipo de decisões é complexa, podendo considerar múltiplos objectivos e, em alguns casos, objectivos conflituosos (Hostmann, 2005), normalmente de natureza ecológica, económica e social (Lahdelma *et al.* 2000 *in* Hostmann, 2005). Outras questões tais como a incerteza subjacente aos resultados da decisão, as morosas fases de planeamento e implementação dos projectos ou a existência de muitos decisores e intervenientes (*stakeholders*) envolvidos no projecto

são aspectos, apontados por Hostmann (2005), que contribuem para a complexidade dos problemas de decisão.

Os métodos desenvolvidos para a resolução de problemas de análise multicritério podem ser agrupados em três tipos de classes (Vassilev *et al.*, 2005): métodos “*weighting*”, métodos “*outranking*” e métodos interactivos. Nos métodos “*weighting*” o elemento principal consiste na forma como é determinada a ponderação de cada critério, reflectindo essencialmente a preferência do decisor. Diversos métodos que utilizam esta abordagem foram propostos por Keeney e Raiffa (1976), Saaty (1994), Mareschal (1988), Zopounidis e Dumpsos (1998) (todas *in* Vassilev *et al.*, 2005). Os métodos “*outranking*” utilizam um modelo preferencial do decisor, que permite a existência de alternativas não comparáveis. A informação obtida pelo decisor pode ser insuficiente para determinar a sua preferência por uma alternativa relativamente a outra; os critérios e as alternativas não são comparáveis pelo decisor (Vassilev *et al.*, 2005). Estes vão ser os métodos cuja análise e a aplicação são o objectivo deste Capítulo. Por fim, os métodos interactivos foram propostos para solucionar problemas com um número elevado de alternativas e um pequeno número de critérios.

Em Oltean-Dumbrava e Ashley (2006) é apresentado um caso de aplicação no Reino Unido (Escócia) de um conjunto de processos de suporte à decisão de apoio aos serviços de abastecimento de água para determinar o desenvolvimento de decisões sustentáveis relativamente aos sistemas de águas e águas residuais. Foram aplicadas três técnicas de análise multicritério (ELECTRE III, PROMETHEE e SMART). O objectivo da análise multicritério utilizada consistiu em servir de apoio aos decisores de forma a tomarem as decisões mais correctas, apesar da ambiguidade e incerteza que caracterizam estes processos, através da análise do processo de decisão, da identificação dos intervenientes (*stakeholders*) e da identificação e caracterização das decisões possíveis, as suas condições e possibilidades. A selecção e definição dos critérios foram realizadas através da participação pública dos decisores e investigadores na área dos serviços da água.

Outro método de análise multicritério designa-se por ELECTRE III (Roy, 1978, Roy *et al.*, 1992 *in* Oltean-Dumbrava e Ashley, 2006) que consiste, à semelhança do método PROMETHEE, num método não *trade-off*, que pode ser utilizado em problemas de decisão complexos, que envolvem consequências a longo prazo ou envolvem custos substanciais. A principal diferença entre ambos é que o segundo método utiliza apenas seis funções predefinidas, sendo esta uma restrição à sua utilização. O primeiro método não tem funções predefinidas, sendo cada função modelada para cada critério individualmente.

Um outro método mais simples designa-se por SMART, recomendado para utilizações frequentes, possibilitando apenas a análise até 15 critérios. Trata-se de um método de *trade-off* (Oltean-Dumbrava e Ashley, 2006).

Uma análise de decisão multicritério foi realizada com um programa designado de *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*”. Remete-se para o Anexo 6 um resumo sobre esta aplicação realizada para um caso de estudo na R.P. da China.

Neste estudo pretende-se avaliar as possíveis soluções de recarga artificial a considerar num cenário futuro de necessidade de melhorar a qualidade de um aquífero contaminado.

6.5.3 Utilização de uma avaliação multicritério

Nesta secção são introduzidos os aspectos relativos à análise multicritério de um conjunto de cenários de recarga artificial que foram modelados previamente. Existem diversos sistemas de apoio à decisão disponíveis. Um destes programas é o *Decision Lab 2000* que utiliza uma análise multicritério de apoio à decisão, desenvolvido pela empresa Canadiana Visual Decision, destinado essencialmente aos decisores em variadas áreas de investigação.

6.5.3.1 Descrição do programa *Decision Lab 2000*

O *Decision Lab* é baseado nos métodos PROMETHEE⁷ e GAIA⁸ desenvolvidos por J.P. Brans e por B. Mareschal na Brussels Free Universities (U.L.B. e V.U.B.). O método PROMETHEE consiste num método analítico multicritério baseado no princípio da comparação entre pares. Inclui a classificação PROMETHEE I e PROMETHEE II, que permitem considerar a percepção e as prioridades dos decisores, sem comprometer a racionalidade e a consistência da análise. A única ferramenta descritiva GAIA consiste numa representação gráfica do problema de decisão que fornece uma perspectiva global da variabilidade dos critérios, a caracterização das acções e o nível de consistência dos critérios. Este método é utilizado através de uma representação 3D para, de forma conjunta, auxiliar na identificação da melhor solução (Brans e Mareschal, 1994) (<http://www.visualdecision.com/vd.htm>)

Os métodos PROMETHEE e GAIA constituem ferramentas de apoio à decisão que integram os métodos de *outranking*. Contrariamente aos métodos de utilidade multi-atributos, baseiam-se no princípio inteligente da comparação de pares. Esta aproximação poderá conter algumas vantagens que se passam a citar (Brans e Mareschal, 1994):

- A quantidade de informação necessária solicitada ao decisor encontra-se limitada a um conjunto de parâmetros fundamentais, que podem facilmente e com precisão ser determinados de forma a assegurar a melhor qualidade dos resultados obtidos.
- Os efeitos compensatórios são limitados e podem ser controlados pela imposição de valores limite nas funções preferenciais.
- Os resultados obtidos não se limitam a uma simples ordenação das acções – ferramentas adicionais, como o método GAIA possibilitam ao decisor argumentar a ordenação, experimentar diferentes hipóteses e melhorar a percepção sobre os aspectos fundamentais do problema de decisão.
- Tem a possibilidade de uma análise de sensibilidade extensiva e representação visual dos resultados.

Ambos os métodos determinam direcções preferenciais positivas ou negativas para cada alternativa. As direcções preferenciais positivas expressam o domínio da alternativa em questão relativamente às restantes, *i.e.*, o seu predomínio; as negativas expressam o quanto a alternativa em questão é dominada pelas restantes, *i.e.*, a sua fragilidade. Com

⁷ *Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluations* (método PROMETHEE)

⁸ *Geometrical Analysis for Interactive Assistance* (método GAIA)

base na determinação destas direcções e no cálculo do balanço entre ambas é obtida uma ordenação preliminar através do PROMETHEE I e uma ordenação completa através do PROMETHEE II. Ambos permitem a selecção da melhor decisão de acordo com a análise das alternativas propostas. Define-se previamente para cada critério uma função de distribuição preferencial, que será utilizada para o cálculo do grau de preferência associado à melhor escolha na comparação entre pares. As funções de distribuição disponíveis são seis: liner, forma-V, forma-U, Gaussiana e normal (Brans e Mareschal, 1994).

Alguma informação relativa ao problema de decisão acaba por se perder no método PROMETHEE II. Surge então o método GAIA que possibilita a representação de k critérios num espaço de dimensão k . O plano GAIA é obtido pela projecção desta informação para que se perca o menor número possível de informação. As alternativas são representadas por pontos e os critérios pelos eixos. Esta representação fornece uma perspectiva muito clara da conflitualidade entre critérios, *i.e.*, os critérios que expressam preferências similares nos dados são orientados na mesma direcção e os critérios divergentes são projectados em direcções opostas (Brans e Mareschal, 1994).

Outro aspecto importante refere-se à ponderação a atribuir a cada critério, sendo possível através da ferramenta *Walking Weights* disponível no programa, observar a influência dos pesos atribuídos na ordenação proposta pelo PROMETHEE II (Brans e Mareschal, 1994).

O programa *Decision Lab 2000* permite a resolução das tarefas que se listam de seguida (adaptado de <http://www.visualdecision.com/vd.htm>):

- Controlar os dados de um problema de decisão através de um conjunto de multicritérios definidos e através de um número de páginas necessárias para descrever os vários elementos e cenários da análise.
- Definir vários cenários, que podem por exemplo corresponder a vários pontos de vista dos decisores ou a várias hipóteses a considerar, para um conjunto comum de acções e critérios.
- Agrupar acções ou critérios que acentuem os principais elementos de decisão e que facilitem a análise de sensibilidade.
- Aplicar diferentes formas de ordenação para melhor percepção dos resultados da análise.
- Calcular as classificações PROMETHEE I e II das acções.
- Gerar a representação gráfica GAIA dos resultados da análise.
- Realizar a análise extensiva de sensibilidade com a ferramenta *Walking Weights*, intervalos de estabilidade, eixos de decisão de GAIA, perfis de acções e vários cenários de comparação.

O tratamento de dados inclui uma matriz em que se dispõe na 1ª coluna $a_1, a_2, \dots, a_i, \dots, a_n$ as n alternativas potenciais e na 1ª linha $f_1, f_2, \dots, f_j, \dots, f_k$ os k critérios de avaliação. O resultado de cada avaliação $f_j(a_i)$ será traduzido por um número real. Poderá chegar até às 3600 avaliações. A matriz que se apresenta no Quadro 6.11 permite simular um vasto conjunto de situações reais de decisão multicritério.

Quadro 6.11 - Exemplo de uma matriz utilizada em problemas de decisão multicritério (adaptado de Brans e Mareschal, 1994).

| | f1(.) | f2(.) | ... | fj(.) | ... | fk(.) |
|-----|--------|-------|-----|-------|-----|-------|
| a1 | fj(ai) | | | | | |
| a2 | | | | | | |
| ... | | | | | | |
| ai | | | | | | |
| ... | | | | | | |
| an | | | | | | |

6.5.3.2 Aspectos de utilização do *Decision Lab*

A aplicação do programa *Decision Lab* necessita que inicialmente se definiam três categorias para a formulação de um problema de decisão, a saber:

- Acções ou alternativas são as várias opções de escolha comparadas pela aplicação da metodologia PROMETHEE;
- Critérios que constituem a função utilizada para avaliar o grau de desempenho de cada alternativa relativamente a um objectivo do decisor. Podem ser variáveis numéricas ou qualitativas e associam uma avaliação relativamente a cada alternativa. Alguns critérios devem ser maximizados e outros minimizados de acordo com a avaliação do decisor. Pode ou não ser atribuída uma ponderação diferencial relativamente a cada critério. O Quadro 6.12 lista as propriedades a definir e uma breve descrição das mesmas para cada critério.
- Desempenho obtido por uma alternativa relativamente a um determinado critério. Pode traduzir-se numa escala quantitativa através de um número ou numa escala qualitativa.

6.5.4 Formalização do problema de decisão

6.5.4.1 Introdução

A formalização de uma decisão multicritério passa por definir o problema para o qual se pretende dar a resposta mais adequada, o objectivo que se pretende atingir e qual ou quais as alternativas ou soluções que se podem propor para a sua resolução.

O problema para o qual se pretende dar uma resposta, ou um conjunto de respostas viáveis, consiste na selecção das alternativas possíveis para a melhoria da qualidade da água no aquífero superficial da Campina de Faro, especificamente a redução da concentração de nitratos, através da diluição da água existente no aquífero com outra de melhor qualidade. As alternativas descrevem a implementação de metodologias de recarga artificial do aquífero, sendo individualmente caracterizadas por um conjunto de variáveis como: a) o seu desempenho, em termos de melhoria da qualidade da água; b) custo de implantação, operação e manutenção; c) disponibilidade da fonte de recarga e custo associado; d) disponibilidade de espaço para a sua implementação, etc.

As formas de recarga artificial podem ser implementadas quer a nível da superfície do solo, através de bacias de infiltração, quer directamente no aquífero recorrendo à injeção em poços, já existentes na região, ou à injeção em furos de diâmetro intermédio, construídos para este fim. A recarga artificial através de bacias pode ser

implementada em determinados locais específicos do aquífero com taxas de infiltração mais favoráveis ou pode ser implementada de forma linear, ao longo de alguns trechos do rio Seco. A utilização conjunta e interligada de diferentes formas de recarga do aquífero poderá potencializar os efeitos desejados, uma vez que será abrangida uma área mais elevada de recarga artificial, traduzindo-se também num volume mais elevado de água adicionado ao aquífero.

Quadro 6.12 - Listagem das propriedades a definir para cada critério e sua descrição (adaptado do Manual do *Decision Lab 2000*)

| Propriedades a definir para cada critério e sua descrição numa aplicação do <i>Decision Lab 2000</i> | |
|--|---|
| Nome | Nome que identifica cada critério |
| Descrição | Texto de descrição do critério |
| Permissão | Designa a remoção ou não de cada critério da análise conforme se selecciona a opção "Falso" ou "Verdadeiro", respectivamente |
| Unidades | Unidade de medida utilizada para o critério |
| Precisão | Número de casas decimais a serem utilizadas na avaliação de cada critério |
| Categorias | Define a categoria a que pertence cada critério. Por defeito todos os novos critérios pertencem a uma categoria genérica denominada " <i>Criteria</i> " e a designação " <i>none</i> " surge nesta célula |
| Unidade <i>Threshold</i> | Específica se os valores <i>thresholds</i> das funções preferenciais se expressam na escala dos critérios (absoluta) ou como percentagem. |
| Min/Max | Define a opção de minimizar ou maximizar a análise realizada para cada critério |
| Ponderação absoluta | Define a ponderação para cada critério, sendo este valor proporcional à sua importância relativa |
| Função preferencial " <i>Preference function</i> " | Disponíveis seis funções preferenciais: <ul style="list-style-type: none"> - Usual: tipo básico, sem definição de nenhum valor <i>threshold</i> (vulgarmente utilizada) - Forma "U": utiliza um <i>threshold</i> indiferenciado, normalmente utilizada em critérios qualitativos - Forma "V": utiliza um <i>threshold</i> preferencial, normalmente utilizada em critérios quantitativos - Forma "Level": semelhante à função em forma "U", mas com um <i>threshold</i> preferencial adicional, utilizada em critérios qualitativos - Forma "Linear": semelhante à função em forma "V", mas com um <i>threshold</i> preferencial adicional, utilizada geralmente em critérios quantitativos - Forma "Guassiana" (menos utilizada) |
| Escala | Seleção de uma escala quantitativa (numérica) ou uma escala quantitativa definida previamente pelo utilizador |
| <i>Thereshods</i> | Relacionam-se com a forma como duas acções podem ser comparadas relativamente a um dado critério, dependem do tipo de função preferencial e um ou dois <i>thresholds</i> têm de ser definidos. |
| <i>Indiference thereshold</i> (Q) | - Consiste no desvio máximo que se pode considerar como desprezável relativamente a um dado critério. Trata-se de um valor pequeno na escala de mediação de um dado critério. |
| <i>Preference thereshold</i> (P) | - Consiste no menor desvio considerado como decisivo relativamente à comparação de duas acções. Trata-se de um valor elevado na escala de medição de um dado critério (" <i>Q Indiference thereshold</i> " deverá sempre ser menor do que o " <i>P Preference thereshold</i> "). |
| <i>Gaussian thereshold</i> (S) | - Utilizado no caso da função preferencial <i>Guassiana</i> . Normalmente consiste num valor fixo e intermédio situado entre o <i>indiference</i> e o <i>preference thereshold</i> . |

Alguns aspectos que serão necessariamente abordados nesta análise passam pela quantificação do volume de água necessário para melhorar a sua qualidade, *i.e.*, reduzir a concentração de NO_3 para um valor de 50 mg/L. Esta estimativa foi realizada no Capítulo 4, de forma analítica, tendo-se quantificado este volume em cerca de 120 hm^3 , considerando os pressupostos referidos na Secção 4.5 desse Capítulo. De acordo com esta análise e uma vez que, actualmente já contribuem para o balanço de fluxo do aquífero um volume estimado em 6 hm^3/ano , então este valor passaria para cerca de 114 hm^3 , que distribuído por cinco anos daria cerca de 23 hm^3/ano .

Outra questão relaciona-se com a capacidade do aquífero para incorporar esta água, ou seja, um conjunto de acções conjugadas de recarga artificial irão provocar uma elevação generalizada do nível freático, limitada pela espessura não saturada do próprio aquífero. Considerando que se pretende recarregar o aquífero com 23 hm^3/ano , este volume de água provoca uma subida dos níveis piezométricos de 6,57 m/ano, assumindo uma porosidade de 0,35 e uma área total de 10 km^2 . A área útil da zona não saturada corresponde a cerca de 7 m, considerando uma espessura máxima de 20 m, e de 3,7 m, considerando uma espessura média de 10,5 m. Este valor apenas ocupa 35,0% a 18,5% do espaço disponível na zona não saturada.

Por fim, outra questão muito pertinente refere-se à disponibilidade da água de recarga, proveniente das seguintes origens: águas subterrâneas do aquífero confinado; águas residuais, apropriadamente tratadas; águas superficiais do rio Seco; águas superficiais provenientes dos volumes excedentários das barragens do Sotavento Algarvio. Naturalmente, que não se devem esquecer os aspectos de qualidade da água.

Em termos da distribuição da área de recarga afectada, esta poderá variar em função da metodologia seleccionada, ou seja, no caso dos poços e furos a recarga terá um carácter pontual, localizado em torno do ponto de injeção; no caso das bacias de infiltração, a forma de recarga será em área e numa maior superfície do solo e no caso das bacias que promovem a infiltração do escoamento superficial do rio, a recarga terá um carácter linear. A utilização conjunta de diferentes formas de recarga terá certamente um impacto mais eficaz a nível temporal e espacial.

Alguns critérios podem ser traduzidos de forma numérica, como os custos associados, volumes de recarga, redução efectiva da concentração de nitratos, comparativamente com o valor inicial. Outros, como o cumprimento ou não dos objectivos da Directiva-Quadro, podem ser traduzidos por uma escala qualitativa.

6.5.4.2 Calculo do volume de água máximo recarregável no aquífero

O volume de água máximo que pode ser introduzido no aquífero é uma função variável de acordo com a espessura não saturada do aquífero freático. No caso das bacias de infiltração o volume de água que recarrega o aquífero poderá ser muito superior comparativamente com o dos furos de injeção, porque a superfície de infiltração disponível também é mais elevada. As taxas de infiltração em bacias decrescem consideravelmente quando a profundidade ao nível da água logo abaixo da bacia atinge a base da bacia porque o gradiente passa a ser igual a zero. Nestes casos, é importante determinar a espessura da zona não saturada. Sabendo a taxa de infiltração esperada é possível determinar o volume de água máximo a introduzir no aquífero, para um

determinado intervalo de tempo, antes de se atingir a saturação abaixo da bacia. No caso dos poços, o volume máximo introduzido depende da profundidade ao nível, ou seja, quanto maior for esta variável maior será também a espessura não saturada e o volume de água que é possível injectar no poço, uma vez que a taxa de infiltração aumenta com o aumento da carga hidráulica no poço (cf. demonstrado no Capítulo 5).

O volume de água que é possível introduzir de forma artificial no aquífero, recorrendo às referidas formas de recarga, estimou-se em 38,5 hm³, considerando um sistema estático, uma espessura média da zona da zona não saturada de 10,5 m, uma porosidade eficaz de 0,35 e uma área de 10,5 km². Na realidade, e considerando uma taxa de infiltração de 1 m/d, este volume demoraria cerca de 3,8 dias a infiltrar no aquífero. No entanto, a recarga artificial não se pode efectuar por toda a extensão da área de estudo.

6.5.4.3 Disponibilidade de água para a recarga artificial

As fontes de água consideradas nesta análise são as seguintes: (1) água proveniente do escoamento superficial, (2) água subterrânea do aquífero confinado, (3) água superficial proveniente da barragem de Arade ou Funcho Odolouca via sistema adutor que abastece Faro; (4) águas residuais tratadas da ETAR Nascente de Faro.

A extracção no aquífero confinado deverá ser condicionada pelo rebaixamento acentuado do nível piezométrico, de modo a evitar eventuais problemas de subsidência dos solos. O rebaixamento do nível abaixo do tecto do aquífero confinado e a extracção continuada poderá provocar a perda de sustentação do aquífero. Assim sendo, a estimativa das reservas de água disponíveis neste aquífero e a quantificação do volume de água que é possível extrair sem o nível rebaixar e ultrapassar um valor de segurança, são variáveis a considerar.

Uma das fontes de água que poderá ser aproveitada (praticamente a custo zero) trata-se das águas residuais provenientes da ETAR Nascente de Faro. A qualidade da água residual sujeita a um tratamento de nível secundário ou terciário, com a remoção de nutrientes e a desinfecção, estará em condições de poder ser utilizada como água de recarga nas bacias de infiltração (podendo ainda sofrer algum efeito de depuração na sua percolação pelo solo). Trata-se de um reaproveitamento de uma fonte de água, que para além de benefícios a nível económico, poderá ser também um benefício a nível ambiental. Este tema está a ser investigado no caso de estudo da Grécia (na Bacia de Sindos, em Thessaloniki), no âmbito do Projecto GABARDINE (Dimitriadis *et al.*, 2007)

6.5.4.4 Cenários de recarga artificial para a decisão

Os cenários de recarga artificial a considerar na análise de decisão são os mesmos que foram simulados com o modelo de escoamento e transporte de massa, apresentados no Quadro 6.9 e no Quadro 6.10.

6.5.4.5 Critérios de decisão a considerar

O tipo de critérios seleccionados para a avaliar qualitativa e quantitativamente os vários cenários de recarga artificial já definidos anteriormente foram essencialmente de três tipos, designadamente:

1) **Critérios económicos** associados à componente de construção, implementação manutenção e funcionamento do sistema de recarga definido.

2) **Critérios ambientais** que resultaram da análise da resposta do aquífero em termos qualitativos e quantitativos aos vários cenários de recarga artificial simulados no modelo numérico de escoamento e transporte.

3) **Critérios sociais** resultantes da análise sociológica realizada à população local. Pretende-se uma resposta em termos de aceitação e colaboração, por parte da população residente na área de estudo, relativamente à implementação das medidas a propor, tendo como objectivo final o cumprimento das medidas ambientais propostas na legislação comunitária, de atingir até 2015 o “bom estado” de qualidade das águas. A população local poderá sentir-se mais motivada para a participação e cooperação na implementação das medidas se tiver algumas compensações, como por exemplo, ao nível de saúde e bem estar físico, a médio-longo prazo, devido à melhor qualidade da água subterrânea ainda muito utilizada no abastecimento doméstico nesta zona agrícola da Campina de Faro. A presença de nitratos nas águas de consumo humano está muito associada aos efeitos nocivos na saúde humana, como a doença azul nos bebés e o cancro do estômago em adultos. Por outro lado, os efeitos ambientais nos recursos hídricos superficiais, para onde descarregam subterraneamente estas águas, em zonas de estuário e zonas costeiras, traduzem-se na sua eutrofização, ou seja, o nitrato estimula o desenvolvimento dos organismos, nomeadamente das algas e plantas aquáticas, conduz à diminuição do oxigénio dissolvido na água e altera o equilíbrio do sistema aquático. Propõe-se que a componente de análise sociológica seja igualmente considerada com um peso semelhante às outras componentes, contudo remete-se a sua análise para estudos futuros, por não se enquadrar no âmbito principal da investigação desta tese.

6.5.4.6 Definição das áreas mais favoráveis à recarga artificial

Um aspecto que deve ser incorporado quando se pretende realizar a recarga artificial de uma determinada área deverá ser o estudo de quais os locais mais favoráveis à infiltração realizada de forma artificial no aquífero. Este aspecto está condicionado pelo tipo de sistema de recarga que se pretende aplicar e o fim a que se destina. Neste caso de estudo em particular, pretende-se realizar a análise de uma utilização conjunta de dois tipos de sistemas de recarga artificial: os que são implementados ao nível da superfície do solo, como as bacias de infiltração e os que promovem a recarga de forma directa no aquífero, como é o caso da injeção directa em poços ou em furos.

Em Oliveira e Lobo Ferreira (2002) foi desenvolvido o índice de facilidade de infiltração IFI com o intuito de determinar as áreas mais favoráveis à infiltração a incluir nas áreas de infiltração máxima da Reserva Ecológica Nacional (REN). Este índice é formado a partir da caracterização dos seguintes quatro parâmetros: tipo de solo, quantidade máxima de água disponível no solo para evapotranspiração (AGUT), declive e presença/ausência de zonas carsificadas ou muito fracturadas. A informação para caracterizar estes parâmetros provém da cartografia geológica, de solos, de ocupação do solo e da topografia da região em estudo. A metodologia apresentada por estes autores baseia-se no somatório dos valores assumidos por cada um dos parâmetros e o resultado final é um mapa que nos classifica a área de aplicação de acordo com classes de

infiltração máxima, que variam entre o valor 3 e 30. As áreas de infiltração máxima são definidas a partir do índice IFI, quando este toma um dado valor limite. Mais detalhes sobre esta metodologia e sobre a sua aplicação a dois casos de estudo são apresentados pelos respectivos autores na referência citada.

No âmbito do Projecto GABARDINE foi proposta a definição de uma metodologia para a identificação preliminar das áreas candidatas para a recarga artificial. Para dar cumprimento a essa tarefa foi realizado em Oliveira (2007) e Oliveira e Lobo Ferreira (2007) uma adaptação do índice IFI, cujo objectivo era determinar quais as áreas mais favoráveis à infiltração natural para uma nova metodologia que possibilitasse a análise da melhor localização de uma área destinada à recarga artificial. O novo índice denominado GABA-IFI inclui a análise de três subíndices, relacionados com intuito de maximização de eficiência económica, igualdade social e sustentabilidade ambiental, designadamente: GABA-IFI_€ para a parte económica; GABA-IFI_Soc relacionado com a parte social; e GABA-IFI_N relacionado com as características naturais do meio. Apesar de não ter sido ainda possível traduzir de forma quantitativa as componentes económica e social do índice GABA-IFI, a componente relacionada com a caracterização do meio está bem desenvolvida através da consideração de diversos factores importantes e na quantificação dos parâmetros que os descrevem, para a definição da adequabilidade de uma área para a recarga artificial, nomeadamente: (a) elevado tempo de permanência da água no sistema aquífero; (b) bom espaço para o armazenamento subterrâneo; (c) alta taxa de recarga. O subíndice GABA-IFI_N é obtido através da quantificação destes três aspectos, sendo cada um deles classificado com um índice que varia entre 1 e 10. O valor final atribuído ao GABA-IFI resulta de uma escolha ponderada entre os três parâmetros e não de uma soma simples entre valores. O índice GABA-IFI foi essencialmente desenvolvido tendo em conta que o objectivo da recarga artificial é o armazenamento subterrâneo de água. Este objectivo corresponde à utilização da capacidade natural dos aquíferos para armazenar água, devido às suas características de armazenamento e às suas baixas velocidades de fluxo, em anos mais húmidos ou com menos necessidade de água, de forma a esta ser captada em anos secos ou de maior necessidade hídrica. Este índice pode ser aplicado independentemente da técnica de recarga artificial utilizada. Para mais detalhes sobre a metodologia referida remete-se para as referências citadas.

Versões preliminares da aplicação do índice GABA_IFI foram realizadas à parte ocidental do sistema aquífero Querença-Silves (Oliveira, 2007 e Oliveira *et al.*, 2008) no âmbito da Acção de Coordenação ASEMWaterNet, em desenvolvimento no LNEC, que promove a cooperação científica e tecnológica entre Ásia e Europa na gestão de recursos hídricos e tem numa das suas linhas de acção “a gestão de recursos hídricos em situação de seca extrema”. Foi ainda realizada uma aplicação preliminar à área de estudo do modelo matemático da Campina de Faro (Oliveira *et al.*, 2008). A análise da Figura 6.26 assinala áreas com valores mais elevados junto ao limite mais afastado da zona de descarga do aquífero, destacando-se uma zona com os valores máximos a NW da área de estudo.

6.5.4.7 Definição de custos associados

Nesta secção procurou-se dar uma concepção de um tipo de análise económica que deveria incluir um projecto de recarga artificial do aquífero superficial da Campina de

Faro. Contudo, não será de excluir um estudo de viabilidade económica mais aprofundado.

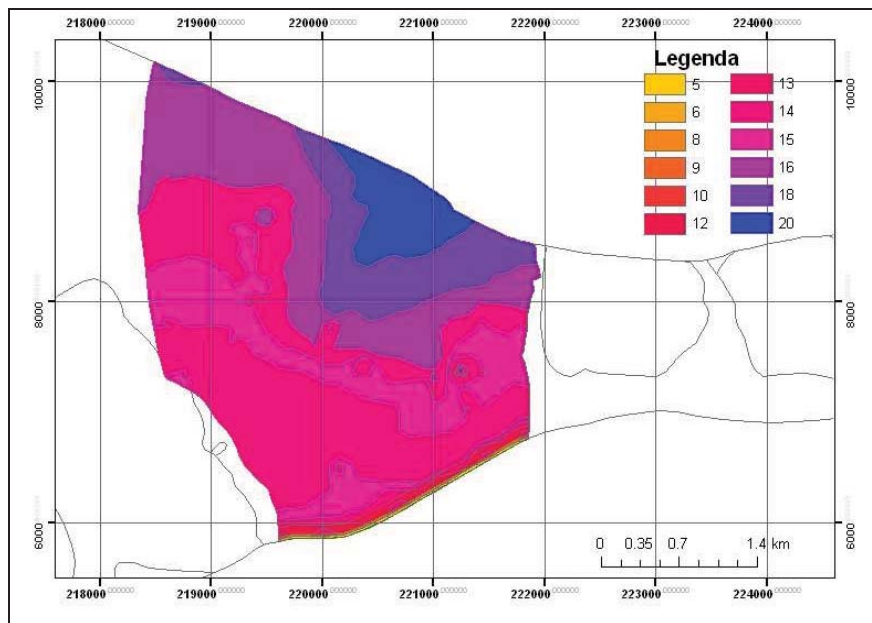


Figura 6.26 - Aplicação preliminar do índice GABA-IFI à área de estudo da Campina de Faro (coincidente com a área do modelo de escoamento subterrâneo) (Oliveira *et al.*, 2008)

A definição dos custos deverá abordar um conjunto de aspectos que passam pelos custos associados à construção, manutenção e funcionamento do sistema, aluguer de terrenos ou estruturas e água de recarga. A análise deve considerar também o custo associado das sanções de não cumprimento da Directiva Quadro da Água.

Para cada um dos cenários de metodologias de recarga artificial propostas o custo será necessariamente muito diferente. No caso das bacias de infiltração, estas podem ser construídas em duas zonas diferentes a considerar: 1) no próprio leito do rio Seco ou 2) em locais disponíveis na restante área de estudo. No primeiro caso o custo associado estará apenas relacionado com o custo de construção das bacias, estando no entanto a sua realização dependente de um pedido de autorização para realização de obras no leito do rio dirigido à Administração de Região Hidrográfica do Algarve (ARH-Algarve) e obtenção da respectiva licença. Pelo contrário, no caso de ser necessária a construção de bacias noutros locais da área de estudo, acresce ao custo de construção do sistema o do aluguer do terreno. Fixou-se um custo de construção da bacia em 10€/m³ de escavação e o de aluguer de terreno em 900€/ano.ha (valor aproximado para um terreno agrícola). No caso da utilização dos poços para injeção de água no aquífero o objectivo seria recorrer a estruturas já existentes na área, uma vez que a densidade determinada é de 1 poço/ha. Contudo, e uma vez que cada poço tem um proprietário haveria necessidade de propor o seu aluguer pelo período de tempo de injeção de água. A quantificação deste custo não é fácil, no entanto como primeira aproximação equiparou-se ao valor fixado para o aluguer de terreno agrícola. No caso de furos de injeção de água a proposta seria a utilização de um tipo de furo já testado num dos ensaios de injeção realizados no Areal Gordo (descrito no Capítulo 5), com diâmetro de 50 cm e cujo custo seria de aproximadamente 150 €/metro de perfuração. A profundidade do furo foi estimada entre 2 a 20 m e obteve-se um valor médio de 15 m. A construção deste tipo de infra-estruturas está também depende da obtenção de licenciamento pela ARH-Algarve.

Como fontes de água para a recarga forma consideradas as seguintes: águas subterrâneas (aquífero profundo), águas residuais tratadas, escoamento superficial e águas superficiais excedentárias. O custo da água de recarga poderá variar consoante o tipo de utilização. O custo mais elevado está associado à água para abastecimento público, que em 2007 foi de 0,41 €/m³ (empresa Águas do Algarve). O custo da água destinada à rega é bastante mais baixo e, no caso das águas residuais tratadas, pode considerar-se um custo nulo, uma vez que o seu tratamento já é uma imposição pela legislação em vigor.

6.5.4.8 Definição dos critérios ambientais

A definição dos critérios ambientais tem por base os resultados da modelação matemática do escoamento e do transporte de NO₃ nas águas subterrâneas para cada um dos cenários de recarga artificial aplicados (ver Quadro 6.9). Em termos de concentrações de NO₃, os resultados da aplicação de um cenário de recarga artificial num determinado período de tempo de simulação traduzem-se numa nova distribuição das concentrações na área de estudo. Existe assim uma evolução anual de cada classe de concentração de NO₃ em termos percentuais. Este valor traduz o critério de avaliação relativamente à percentagem de recuperação do aquífero. Por outro lado, um cenário de recarga artificial provoca também uma elevação do nível piezométrico nos locais onde esta é aplicada e por sua vez, a alteração da distribuição da piezometria inicial e do balanço de fluxo do aquífero. Este valor pode ser traduzido numa percentagem de diluição da água de recarga relativamente às reservas do aquífero.

A matriz de critérios de decisão e cenários analisados, a introduzir no *Decision Lab* vem exemplificada no Quadro 6.13. O objectivo geral será o da minimização dos custos associados à implementação de cada cenário de recarga artificial versus maximização dos critérios ambientais seleccionados.

Quadro 6.13 - Matriz de cenários e critérios de decisão propostos para o *Decision Lab*

| Cenários de recarga artificial | Critérios económicos | | | | | Critérios ambientais | | | | |
|--------------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|------------------------------|--|------------------------------|---------------|---|---|--|
| | Custos de construção (€) | Custos de operação (€) | Custos de manutenção (€) | Custo da água de recarga (€) | Custo de infra-estruturas transporte água de recarga (€) | % de recuperação do aquífero | % de diluição | Reutilização da fonte de água (fontes alternativas) | Cumprimento da Directiva-Quadro da Água | Cumprimento da Directiva-Quadro da Água com prorrogação do prazo |
| C1 | | | | | | | | | | |
| C2 | | | | | | | | | | |
| :: | | | | | | | | | | |
| C8 | | | | | | | | | | |

CAPÍTULO 7

SÍNTESE E CONCLUSÕES

7 SÍNTESE E CONCLUSÕES

7.1 Síntese conclusiva

A tese de Doutoramento apresentada neste documento, enquadrada no âmbito do estudo desenvolvido para o Projecto Comunitário Gabardine “*Groundwater Artificial Recharge Based on Alternative Sources of Water: Advanced Integrated Technologies and Management*”, do 6º Programa-Quadro de Investigação, Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração, e subordinada ao tema da recarga artificial de aquíferos, pretendeu determinar de que forma este tipo de metodologia poderia ser utilizada de forma viável para melhorar da qualidade da água de um sistema aquífero poluído por intensivas práticas agrícolas e declarado como zona vulnerável pela implementação da Directiva dos Nitratos.

A área de estudo seleccionada para a implementação dos ensaios de recarga artificial foi o sistema aquífero da Campina de Faro, localizado na região Algarvia. Um dos principais objectivos deste estudo, enquadrado na componente Portuguesa do Projecto Gabardine, consistiu na optimização da reabilitação do aquífero superficial da Campina de Faro, visando a aplicação *in situ* de diferentes metodologias de recarga artificial do aquífero e o recurso a fontes de água alternativas, com o objectivo de minimizar os efeitos causados pela poluição difusa. As motivações de base para a realização deste estudo estiveram relacionadas com a contribuição científica para o cumprimento de objectivos ambientais, nomeadamente com “o bom estado de qualidade” referido pela Directiva-Quadro da Água, que deverá ser atingido até 2015.

No Capítulo 2 realizou-se uma revisão do estado da arte sobre a recarga artificial de aquíferos e das metodologias que podem ser utilizadas para este fim. A recarga artificial permite o armazenamento no meio subterrâneo de excedentes hídricos, em períodos de maior disponibilidade, para utilização futura, em períodos de menor disponibilidade. O objectivo é aproveitar a capacidade natural que os aquíferos possuem para armazenar

água, aumentando, por um lado, a disponibilidade da água subterrânea, e/ou melhorando a sua qualidade, no caso de um aquífero afectada por um determinado tipo de poluição antropogénica, como seja a poluição difusa, ou natural, como a intrusão salina em aquíferos costeiros.

A execução deste tipo de metodologia com o objectivo de armazenar água no meio subterrâneo encontra-se muito difundida em vários países, especialmente em zonas áridas e semi-áridas, onde os problemas de escassez de água se fazem sentir de forma mais pronunciada. Em Portugal a aplicação prática deste tipo de metodologia dá agora os primeiros passos, como consequência directa do desenvolvimento de dois Projectos Comunitários: (1) Projecto Gabardine; (2) Projecto ASEM WATERnet - "*Multi-Stakeholder Platform for ASEM S&T Cooperation on Sustainable Water Use*", também do 6º Programa-Quadro, ambos desenvolvidos no LNEC e em cooperação com um conjunto de prestigiadas instituições estrangeiras.

Existe uma grande variedade de métodos de recarga artificial de aquíferos que têm sido aplicados e experimentados em diversos locais do mundo. As metodologias utilizadas dependem se a recarga é directa, por infiltração no solo através de bacias de infiltração ou de outro tipo de estruturas (mais adequadas no caso de aquífero freáticos) ou se é indirecta, por intermédio de furos que atingem o aquífero a recarregar (mais adequadas no caso de aquíferos confinados, mais profundos). As taxas de infiltração para solos de textura fina aproximam-se de 0,08 m/dia, para solos margosos de 0,27 m/dia, para areias limpas médias de 0,82 m/dia e para areias grosseiras limpas de 1,37/dia (Bouwer, 2002). As taxas da evaporação da água em superfícies abertas são aproximadamente de 0,4 m/ano para climas frios e húmidos a 2,4 m/ano para climas quentes e secos. O controlo e manutenção da estrutura de recarga deve efectuar-se de modo a manter as taxas de infiltração e evitar a sua colmatção por materiais finos.

Nos EUA os projectos mais significativos localizam-se em zonas áridas e semi-áridas do Oeste ou em zonas onde o crescimento populacional causou uma perturbação significativa nos recursos hídricos disponíveis. Os métodos de recarga artificial mais comuns são os sistemas de ASR. Na Europa os sistemas de recarga induzida são mais comuns, atingindo percentagens importantes do abastecimento para consumo doméstico.

Os aspectos legislativos sobre o tema e outros temas paralelos, com interesse para o desenvolvimento do estudo foram também abordados no Capítulo 2, dos quais se destacam a Directiva Quadro da Água; a Lei da Água; o Decreto-Lei n.º 226-A/2007 que estabelece o novo regime da utilização dos recursos hídricos; o Decreto-Lei 69/2000 que aprova o regime jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental; o Decreto-Lei n.º 97/2008 que aprova o regime económico e financeiro dos recursos hídricos; o Decreto-Lei nº 208/2008 que estabelece o regime de protecção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração; a Directiva dos Nitratos; a Directiva das Águas Subterrâneas (transposta para a Lei das Águas Subterrâneas).

O Capítulo 3 inclui uma caracterização detalhada da área de estudo, em termos de climatologia, geologia e hidrogeologia, características hidráulicas, características hidroquímicas, funcionamento hidráulico, balanço hídrico e vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas. A área de estudo seleccionada fica inserida no sistema aquífero da

Campina de Faro (M12), localizada na sua parte central, com cerca de 10 km². É limitada a Norte por dois sistemas aquíferos (M10 – São João da Venda-Quelfes e M11 - Chão de Cevada-Quinta João de Ourém), a Oeste pela Ribeira de Marchil, a Este a cerca de 2 Km do rio Seco e a Sul pelo estuário da Ria Formosa.

Os dados climatológicos utilizados na análise são provenientes do Sistema Nacional de Informação Geográfica (SNIRH). A precipitação média anual é de 832 mm, 644 mm e 630 mm, relativa às estações climatológicas de São Brás de Alportel, Estói e Quelfes, respectivamente. Naturalmente, a precipitação é mais elevada a Norte, onde a topografia é mais elevada, decrescendo para Sul juntamente com o declive do terreno. A temperatura do ar, de acordo com os registos da estação de São Brás de Alportel, tem um valor médio mensal de 16,7°C. Para a área de estudo contribui o escoamento superficial verificado na parte final da bacia hidrográfica do rio Seco e também uma parte da bacia hidrográfica da ribeira das Lavadeiras. A precipitação anual média na bacia do rio Seco, determinada pelo método dos polígonos de Thiessen foi de 765,0 mm (série de 22 anos, compreendida entre 1980 e 2001).

Em termos estruturais a área de estudo insere-se na bacia sedimentar Algarvia, caracterizada por um monoclinal, inclinado para Sul (Silva, 1984; Manuppella *et al.*, 1987), afectado por uma forte tectonização e compartimentação, com uma sequência de formações sedimentares de idades compreendidas entre o Jurássico e o Miocénico. Na região da Campina de Faro é referida uma estrutura em forma de *graben*, controlada por falhas, que se formou no final do Cretácico (Silva, 1988).

Em termos hidrogeológicos, o sistema da Campina de Faro caracteriza-se por três aquíferos: o aquífero Cretácico, com espessura superior a 1000 m; o aquífero confinado Miocénico, formado pelos calcarenitos e o aquífero livre, formado pelas areias e cascalheiras do Mio-Plio-Quaternário. A espessura das formações carbonatadas do Miocénico é muito variável, podendo ser superior aos 200 m na zona da Campina de Faro; a SW de Carreiros detectaram-se as maiores espessuras. A espessura das formações que constituem o aquífero mais superficial são também muito variáveis, atingindo valores médios de 25 m e máximos de 60 m (Silva, 1988). A separação entre os dois aquíferos mais superficiais é realizada por uma camada confinante, de níveis silto-argilosos. A ausência desta camada, em alguns locais, possibilita a conexão hidráulica entre os dois aquíferos. As formações do Holocénico que afloram na área de estudo são as aluviões, representadas numa extensa área da Campina da Faro, e os terraços fluviais, que surgem nas margens do rio Seco. A sua espessura é normalmente inferior a 10 m.

Na Campina de Faro o principal problema de poluição das águas subterrâneas refere-se às concentrações elevadas de nitratos, detectadas desde o início da década de 90, com origem em fontes poluentes difusas associadas à agricultura. A Zona Vulnerável de Faro (ZVF) foi identificada em 2004, através da aplicação da Directiva dos Nitratos e legislada através da Portaria n.º 833/2005, de 16 de Setembro e da Portaria n.º 1100/2004, de 3 de Setembro, que aprova a lista e as cartas onde se identificam as zonas vulneráveis. A ZVF inclui os sistemas aquíferos poluídos de Almansil-Medronhal (M9); M10; M11 e M12.

Relativamente à análise da evolução do escoamento superficial, o rio Seco é principal rio que atravessa a área, com direcção aproximada NNE-SSW; os restantes cursos de água são rios tributários que apenas têm escoamento superficial quando existem episódios de precipitação significativos. As duas estações hidrométricas existentes no rio Seco são a estação de Coiro da Burra e a estação de Rio Seco. O volume de escoamento total estimado para a primeira estação foi de 98,39 hm³ (série de 22 anos) e o caudal máximo de 71,39 m³/s, e para a segunda estação, foi de 66,96 hm³ (série 10 anos), tendo registado um caudal máximo de 57 m³/s. Os dados para esta análise foram provenientes do SNIRH e da ARH-Algarve. Realizou-se a comparação entre os volumes de escoamento superficial anuais nas duas estações e a respectiva precipitação, registada na estação de Estói. Para o período de análise (1985/86 a 2005/06), os valores do coeficiente de correlação entre a precipitação e o escoamento superficial são elevados, destacando-se a correlação de 96,2%, na estação de Rio Seco, no período entre 1995/96 e 2004/05. Salienta-se o facto de que, quando a precipitação anual não excede os 600 mm, os episódios de escoamento no rio Seco não são relevantes.

Em Lobo Ferreira *et al.* (2006) realizou-se uma análise que permitiu determinar o volume de água disponível no troço do rio Seco compreendido entre as duas estações referidas. A curva de duração do caudal médio diário realizada para o período de um ano, com valores comuns das séries de dados, mostra que a duração do escoamento é muito pequena: média de 74 dias/ano para a estação de Rio Seco e média de 102 dias/ano para a estação de Coiro da Burra. No sentido de se perceber qual a variação do escoamento superficial nas duas bacias que confluem para a estação de Coiro da Burra e estação de Rio Seco, calculou-se a diferença para o escoamento superficial anual e o caudal médio anual. Com excepção do ano de 1999/2000, o escoamento é superior na estação de Rio Seco, indicando um volume de água que se ganha durante o percurso pela secção do rio. Os valores de escoamento superficial médios calculados foram de 4,50 hm³ para Coiro da Burra e 6,70 hm³ para Rio Seco, entre os anos hidrológicos de 1995/96 e 2004/05. Em termos médios, verifica-se um ganho de 2,20 hm³/ano (0,06 m³/s) na secção mais a jusante. No entanto, verificou-se que existe um volume adicional proveniente da bacia da ribeira de Alface que é quantificado na estação do Rio Seco. Assim estimou-se um cenário de redução do escoamento no Rio Seco e os valores foram novamente calculados. Obteve-se, em termos médios, um volume de escoamento de cerca de 0,61 hm³/ano (0,03 m³/s), que se perde por infiltração na secção em análise, entre as duas estações. Este cenário parece estar mais de acordo com o comportamento influente esperado no rio Seco na referida secção. Também a distribuição deste comportamento influente ao longo do troço em análise não é constante. Estimou-se uma infiltração no troço que atravessa o sistema aquífero em cerca de 0,24 hm³/ano (669 m³/d).

Os valores de recarga para o sistema aquífero da Campina de Faro foram actualizados em Lobo-Ferreira *et al.* (2006), com base na aplicação do modelo numérico de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ_MOD (Oliveira, 2004, actualização do modelo numérico original BALSEQ, Lobo-Ferreira, 1981). Apresenta-se um mapa com a distribuição da recarga para a área de estudo: os valores mais baixos registam-se nas formações aluvionares, na ordem dos 5 mm/ano e os valores mais elevados registam-se nos afloramentos das formações arenosas, podendo chegar aos 380 mm/ano.

A caracterização hidrogeoquímica do sistema aquífero da Campina de Faro iniciou-se nos anos oitenta, com diversos estudos e Teses de Doutoramento. Silva e Almeida (1983) referem tratar-se de águas cloretadas cálcicas. Silva (1988) referem já nesta altura concentrações de nitratos e sulfatos elevadas para ambos os aquíferos (superficial e miocénico), associadas a zonas onde é praticada agricultura intensiva de estufa e zonas com pomares de citrinos como resultado do uso excessivo de fertilizantes azotados (estimam uma taxa de não assimilação de nitrato pelas culturas de 18-19%). Silva *et al.* (1986) referem a presença de áreas salinizadas com águas cloretadas cálcicas ou cloretadas sulfatadas-cálcicas, sendo este um fenómeno relativamente recente. Stigter (2005) avalia a contaminação induzida pelas actividades agrícolas e refere a diluição causada pelo aumento da recarga das águas subterrâneas das águas muito contaminadas e mineralizadas do aquífero calcarenítico do Miocénico Superior e do aquífero margoso do Cretácico. Refere contudo que a aplicação de fertilizantes em grandes quantidades se mantém, assim como as extracções praticadas por residentes. Salaria que há duas décadas atrás as concentrações de nitratos e cloretos eram já bastante elevadas em algumas partes da Campina de Faro, mas a contaminação ainda não tinha adquirido um carácter difuso. Actualmente, a contaminação é nitidamente difusa e bem definida (Stigter, 2005).

Com base na informação proveniente da Rede de Monitorização de Quantidade e Qualidade da água subterrânea (disponível no SNIRH), actualizou-se a informação relativamente às variações espaço-temporais da piezometria e da concentração de nitratos para os sistemas aquíferos integrados na ZVF.

Sobre a Rede de Monitorização de Quantidade, a distribuição dos pontos de observação está concentrada numa área muito restrita, no caso do aquífero confinado, e a informação é espacialmente insuficiente no caso do aquífero freático. Os furos do aquífero freático revelam um comportamento muito diferenciado entre si, podendo ser mais ou menos pronunciado o efeito da sazonalidade. Em termos globais, os níveis subiram no ano hidrológico de 1995/96, no qual se registaram os valores máximos de precipitação (1243 mm) no período em análise, e desceram após dois anos consecutivos com valores de precipitação muito baixos (346 mm e 219 mm), nos anos hidrológicos de 2003/04 e 2004/05. A análise correspondente aos furos do aquífero confinado revela igualmente efeitos de sazonalidade muito marcados, sendo agora mais pronunciadas as tendências gerais de evolução das séries já referidas. Neste gráfico é mais evidente a subida gradual dos níveis no final do período húmido dos anos hidrológicos de 2000/01 até 2003/04, coincidente com anos de precipitação moderada, mas também com o encerramento dos furos de abastecimento público na Campina de Faro.

Relativamente às concentrações de NO_3 , no M12 os valores médios variam entre 68 e 253 mg/L, para o aquífero freático e entre 80 e 211 mg/L, para o aquífero confinado. Com base nesta informação, ambos os aquíferos têm concentrações próximas de NO_3 , que variam espacialmente. Os quatro furos onde se detectam concentrações médias abaixo do VP localizam-se nos extremos da zona central da Campina de Faro. Relativamente aos restantes aquíferos da ZVF, as concentrações são normalmente mais baixas e os valores médios variam entre 4 e 102 mg/L. A área mais poluída é a zona Sul da ZVF, localizada no M12, correspondendo aos aquíferos freático do Mio-Plio-Quaternário e confinado do Miocénico.

Relativamente à evolução da concentração de NO_3 , é muito heterogénea entre furos diferentes e no mesmo furo. Se por um lado, em alguns casos, se verificam as concentrações mais elevadas após o período da estação húmida, noutras casos verifica-se a situação oposta. Nalguns poços do aquífero freático, os efeitos de sazonalidade estão bem marcados, e no caso da proximidade de um curso de água, este efeito traduz o seu carácter influente (e.g. rio Seco e ribeira das Gambelas). Demonstrou-se a conexão hidráulica entre as águas superficiais e subterrâneas e o efeito de melhoria da qualidade da água, eventualmente por diluição, observado localmente na água subterrânea, após episódios intensos de escoamento superficial no rio Seco. Esta ocorrência de melhoria da qualidade da água subterrânea, que se conseguiu naturalmente e apesar de localizada, constitui um facto de extrema importância no âmbito do objectivo proposto.

Sobre o aquífero confinado destacam-se alguns furos com oscilações muito pronunciadas. A recarga destas formações é feita de forma indirecta, por circulação profunda de água infiltrada nas formações cretácicas e jurássicas que afloram a Norte, não sendo de esperar uma situação de causa-efeito com a precipitação tão clara. As variações das concentrações de NO_3 , neste caso, podem atribuir-se a vários factores: a) conexão hidráulica criada com o aquífero superior que possibilita a propagação da contaminação ao aquífero confinado, devido à ausência, em alguns locais, da camada confinante entre os dois aquíferos; b) a extracção no aquífero confinado que poderá inverter o gradiente hidráulico; c) conexão hidráulica criada artificialmente no interior dos poços quando se procedeu a construção de furos mais profundos no seu interior que captam o aquífero confinado, sem isolamento das camadas aquíferas. Em termos de distribuição espacial, a zona mais poluída, para o respectivo período de análise, localiza-se na parte central da região da Campina de Faro, situada predominantemente a NW no aquífero freático e a Sul no aquífero confinado.

No Capítulo 4 são tratados os aspectos relacionados com determinados estudos específicos que foram realizados com a finalidade de completar a caracterização geológica, hidrogeológica, hidrogeoquímica e análise do escoamento subterrâneo do sistema aquífero da Campina de Faro. Os estudos de caracterização do aquífero superficial visaram ainda a selecção de locais adequados à implementação de sistemas de recarga artificial de pequena dimensão. A utilização de métodos de prospecção geofísica, prospecção directa e amostragem de solos completaram a caracterização geológica efectuada.

Os métodos de prospecção geofísica aplicados na área de estudo foram as sondagens eléctricas verticais, o método electromagnético, o método de resistividade eléctrica e o Georadar. A utilização de diferentes métodos, para o conhecimento do substrato geológico, relacionou-se com a validação de cada um dos métodos para o caso de estudo em concreto, o que foi realizado através da sua antecipada aplicação *in situ*, antes de se seleccionar a metodologia mais apropriada, não só para a caracterização geológica e hidrogeológica, mas também, como metodologia de análise e detecção espacial e temporal de ensaios de recarga artificial e de traçador, que se vieram a realizar posteriormente.

Uma análise integrada da informação disponível no âmbito de estudos anteriores, por vários autores, e informação nova adquirida no âmbito do Projecto Gabardine,

possibilitou a proposta de uma estrutura geológica, presente na região da Campina de Faro. Esta informação incluiu colunas litológicas de sondagens e de piezómetros e algumas SEVs. O resultado foi o mapeamento da base dos aquíferos que foram modelados no Capítulo 6. Em relação à interpolação da estrutura do aquífero freático identificou-se, além da depressão referida em Silva (1988), a SW de Carreiros, uma outra, localizada mais a S, numa povoação designada de Cerro do Bruxo. Para SW da ribeira das Lavadeiras a profundidade desta camada diminui acentuadamente, até à zona de afloramento das formações miocénicas, que surgem neste local, possivelmente com a ajuda de acidentes estruturais. No caso do aquífero confinado pode referir-se que, à semelhança do modelo proposto por Geirnaert *et al.* (1982), tem-se uma estrutura inclinada para Sul, que aumenta de profundidade de forma mais ou menos constante, seguindo um alinhamento W-E, atingindo-se as maiores profundidade a Oeste da área de estudo (> 250 m); contudo para Sul da isolinha dos 250 m não existe informação sob a forma como esta estrutura termina.

A caracterização hidrogeológica incluiu a classificação textural de amostras de solos e a determinação de parâmetros hidrodinâmicos característicos das formações arenosas que constituem o aquífero freático da Campina de Faro, a partir de amostras de solos. Determinaram-se valores de permeabilidade a partir da análise de curvas granulométricas. Caracterizaram-se parâmetros hidrodinâmicos (peso específico aparente, porosidade total e permeabilidade) em amostras de solo não perturbadas utilizando métodos laboratoriais, como ensaio laboratorial de carga hidráulica constante. Os valores de porosidade das amostras de solos do Areal Gordo analisadas variam entre 0,23 a 0,34, para a formação das areias e cascalheiras, e de 0,33 a 0,39, para a formação das areias amarelas do Miocénico Superior. As velocidades de escoamento determinadas indicaram um valor mais elevado para a formação das areias amarelas do Miocénico, assinaladas como areais médias bem calibradas, com pouca percentagem de sedimentos finos, em oposição às formações de cobertura, mais argilosas e heterogéneas em termos de distribuição textural. Os valores de permeabilidade, determinados pela aplicação das expressões empíricas de Hazen e Burmister para as amostras de solos arenosos de Carreiros e Areal Gordo, são mais baixos para as areias finas argilo-siltosas ($k_B=5-11$ m/d - prof. 5-13 m), e mais elevados para as areias médias, bem calibradas e uniformes ($k_H=4-42$ m/d e $k_B=22-71$ m/d - prof. 8-35 m).

Para caracterizar o estado actual das águas subterrâneas e de superfície na área de estudo foram realizadas quatro campanhas de monitorização sazonal da piezometria e qualidade da água, no final de dois semestres húmidos, em Abril de 2007 e de 2008 e no final de dois semestres secos, em Setembro/Outubro de 2006 e Outubro de 2007, completando-se assim a monitorização de dois ciclos hidrológicos. Foram monitorizados 65 de pontos de água, dos quais 55 são poços, 5 são piezómetros do LNEC e 5 são furos.

A análise da piezometria na área de estudo é uma tarefa complexa e influenciada por factores de difícil controlo, designadamente os caudais de extracção dos poços e furos. A forma mais adequada de determinar um mapa de piezometria do aquífero superficial na área de estudo consiste em realizar a monitorização num conjunto vasto de poços. No entanto, em cerca de metade dos poços monitorizados existe pelo menos um furo no seu interior, que eventualmente estará a captar o aquífero confinado. Nos poços com furo, o

que acontece em termos de piezometria é que se está a medir uma mistura de dois níveis, com consequências também na qualidade da água dos aquíferos intersectados.

Os resultados das campanhas de monitorização de piezometria possibilitaram a análise de variações sazonais dos anos 2007 e 2008. As seguintes conclusões foram retiradas desta análise:

1) No final da estação húmida de 2007 os níveis de água subiram em média 1,98 m (com variação entre 0,35 e 4,47 m) e no final da estação húmida de 2008 os níveis subiram em média 1,24 m (com variação de 0,35 a 2,60 m);

2) No final da estação seca de 2008, comparativamente com o ano anterior, os níveis de água subiram média 0,60 m (60% dos pontos); e desceram nos restantes, em média, 0,33 m. A precipitação ligeiramente mais elevada no final do ano hidrológico 2007/2008 de 617 mm, comparativamente com o ano anterior, de 568 mm, terá contribuído para esta subida. Os níveis mais baixos correspondem ao início do período de monitorização (Out/2006).

Os resultados da piezometria referem-se, de um modo geral, ao nível dinâmico, uma vez que em 36% dos poços monitorizados se realiza a extracção de água. O escoamento subterrâneo na área de estudo é claramente afectado pela extracção realizada nos poços, sendo possível identificar zonas de maior extracção. Nove dos registos correspondem, muito provavelmente, a níveis estáticos, por pertencerem a poços abandonados e/ou inactivos. É nestes locais que se observam os níveis piezométricos mais elevados, indicando um escoamento subterrâneo no aquífero freático de NW-SE. A análise destes mapas também permitiu identificar uma piezometria normalmente mais elevada em poços com furo no seu interior.

A caracterização hidrogeoquímica indicou que a maioria das águas são de natureza sulfatada ou cloretada cálcica (62%) e uma parte mais pequena das amostras corresponde a água de natureza bicarbonatada cálcica (32%). Em termos de concentrações médias dos aniões e catiões maiores as variações sazonais foram pouco significativas. O mesmo não sucedeu em termos de valores máximos, em que, por exemplo, no caso do NO_3 se verificou o valor mais baixo na campanha de Outubro de 2007. Nesta campanha, conforme se referiu anteriormente, verificou-se a existência de níveis mais elevados comparativamente com o ano anterior. Os parâmetros *in situ* também não evidenciam variações sazonais pronunciadas – a condutividade eléctrica das águas tem valores médios da ordem dos 1300 $\mu\text{s/cm}$, podendo atingir um valor máximo de 2550 $\mu\text{s/cm}$; o pH tem geralmente valores da ordem de 7 indicando águas neutras.

A análise da evolução das concentrações de NO_3 entre campanhas e das amplitudes de variação sazonal e anual, permitiu averiguar os seguintes aspectos:

1) No final do semestre húmido, entre Outubro/2006 e Abril/2007, verificou-se em 60% dos pontos monitorizados comuns, uma subida da concentração de NO_3 , em média de 22 mg/L e máximo de 88 mg/L. No final do semestre húmido do ano seguinte verificou-se uma melhoria da situação porque houve uma descida da concentração de NO_3 em mais 20% dos pontos, comparativamente com o ano anterior.

2) No final do semestre seco, entre Abril/2007 e Outubro/2007, verificou-se em cerca de 74% dos pontos monitorizados que a concentração de NO_3 desceu em média 27 mg/L; nos restantes pontos (33%) verificou-se uma subida média de 20 mg/L. Esta

descida poderá estar associada, a uma entrada de água para o sistema, por exemplo pelo retorno de água da própria rega.

Relativamente à distribuição espacial da concentração de NO_3 a zona mais poluída localiza-se a SW da área de estudo, junto às povoações de Vale da Amoreira, Garganta, Rio Seco e Areal Gordo, com concentrações máximas da ordem dos 400 mg/L de NO_3 . As zonas menos poluídas, com concentrações entre 0-100 mg/L situam-se em três locais:

1º) A Norte da área, numa zona envolvente do leito do rio Seco, em Carreiros, que coincide com uma ocupação do solo por pomares de citrinos;

2º) Junto ao limite Sul da área, novamente numa zona em torno do rio Seco, que coincide como uma ocupação agrícola por sistemas culturais e parcelares complexos.

3º) A Este da área, numa zona que coincide parcialmente com a área de implantação dos estaleiros do Areal Gordo.

A restante área possui uma gama de variação de 100-200 mg/L e coincide com a ocupação do solo designada de "pomares", "sistemas culturais e parcelares complexos" e "zonas de utilização agrícola fora do perímetro de rega", de acordo com o Mapa *Corine Land Cover*.

Foi ainda analisada a variação sazonal da concentração de NO_3 medida em furos, representativa do aquífero confinado, sem existir uma mistura de água com o aquífero superficial, que é, neste caso, o que se regista nos poços com furo. O que se prevê é que as concentrações em ambos os aquíferos sejam próximas, nos locais onde existe a referida mistura de água, e normalmente, mais elevadas no aquífero superficial.

Avaliou-se ainda a variação da área poluída em três campanhas e para cada classe de NO_3 . A área com concentração <50 mg/L, que se pode declarar como não poluída, teve o valor mais baixo (2,1%) no fim da estação húmida de 2007. Do mesmo modo, também a área poluída com uma concentração >50 mg/L e >100 mg/L foi mais elevada nesta mesma altura, mostrando mais uma vez a influência da sazonalidade no arraste do azoto existe no solo. Nota-se ainda uma descida ligeira nestas mesmas classes de variação de concentração após a estação seca seguinte. Para esta descida terá contribuído a redução da área poluída onde se detectaram as concentrações mais elevadas, em cerca de 6% para a classe 200-300 mg/L e 2,6% para a classe 300-400 mg/L.

Foram também quantificadas as reservas poluídas do aquífero superficial no âmbito da realização de uma das tarefas do Projecto Gabardine, seguindo a metodologia proposta em Lobo-Ferreira *et al.* (2007), que considera dois cenários possíveis no que se refere ao volume de água poluído e estima o volume de água necessário para diluir a concentração de NO_3 estimada. O cenário A corresponde à quantificação do volume de água poluído por NO_3 , com base nos valores registados na campanha de Setembro de 2006 e à estimativa do volume de água que é necessário injectar no aquífero, para o cumprimento da Directiva-Quadro da Água. O cenário B, considera os efeitos da implementação de um Programa de Acção para a Campina de Faro. Estimou-se um volume de água poluído de $75 \times 10^6 \text{ m}^3$, considerando $6,5 \text{ Km}^2$ de área, uma espessura média saturada de 38 m e uma porosidade média de 30%. Para 130 mg/L de concentração média a quantidade de NO_3 e N foi de 9692 toneladas e 2188 toneladas, respectivamente. Uma vez que a aplicação da Directiva-Quadro da Água refere um valor máximo de 50 mg/L de NO_3 nas águas subterrâneas, o volume de água estimado em $75 \times 10^6 \text{ m}^3$, como tendo uma

concentração média de NO_3 de 130 mg/L, deveria ser diluído em $120 \times 10^6 \text{ m}^3$ correspondendo ao volume de água a injectar no aquífero para o cumprimento da Directiva (cenário A). No caso do cenário B, estimou-se um valor de incremento anual devido às práticas agrícolas de 2,2 mg/L. Com este cenário seria necessário recarregar o aquífero com $122 \times 10^6 \text{ m}^3$ de água, por forma a ser compensado o incremento anual na concentração de NO_3 . Contudo, a análise deste cenário terá de incluir, também, uma componente natural de entrada de água, a partir da recarga, da infiltração do escoamento superficial no rio Seco e a partir dos afloramentos carbonatados que marcam o limite Norte do sistema (Lobo-Ferreira *et al.*, 2007).

No Capítulo 5 descrevem-se os ensaios *in situ* de recarga artificial realizados na Campina de Faro e analisam-se os resultados obtidos. O principal objectivo destes ensaios foi avaliar o desempenho de diferentes metodologias de recarga artificial do aquífero superficial, em termos de taxas de infiltração, avaliar os efeitos da sua aplicação, em termos de qualidade da água subterrânea, recorrendo a fontes de água alternativas (como o escoamento superficial), e determinar parâmetros hidráulicos do aquífero, designadamente permeabilidades e velocidades de escoamento no meio subterrâneo. Os dois locais seleccionados para a implementação dos ensaios localizaram-se no Areal Gordo e no leito do rio Seco, próximo da zona de Carreiros.

Na zona do Areal Gordo foram realizados ensaios de recarga artificial recorrendo a bacias de infiltração e à injeção de água num poço e num furo. As bacias de infiltração estavam a abertas em diferentes horizontes arenosos e permitiram determinar taxas de infiltração variáveis em função do tipo de solo. Numa das bacias realizou-se também um ensaio de traçador, que incluiu a monitorização da zona não saturada e permitiu estimar parâmetros hidráulicos. Na zona de Carreiros foram construídas duas bacias de infiltração no leito do rio que promovem a infiltração do escoamento superficial. Este sistema de recarga foi analisado em termos de eficiência de recarga e dos seus efeitos na qualidade da água subterrânea. A aplicação *in situ* de diferentes métodos de análise possibilitou um estudo mais alargado destes aspectos, nomeadamente a realização de um ensaio de traçador e a aplicação de métodos de resistividade eléctrica para acompanhamento da sua evolução espaço-temporal.

Procurou-se sintetizar a informação obtida nos ensaios de recarga artificial em bacias e em poço/furo, em termos de taxas de infiltração, com parâmetros físicos com os quais estes valores se relacionam, nomeadamente, a carga hidráulica exercida pela coluna de água durante o ensaio e o tipo de solo. Um dos objectivos deste tipo de análise consiste na possibilidade de poder extrapolar os resultados obtidos para outros locais, de acordo com o tipo de solo presente, ou prever taxas de infiltração em função do volume disponível para efectuar a recarga e a eficiência esperada para o tipo de sistema de recarga. Estes resultados podem contribuir para o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão em termos de selecção de metodologias de recarga artificial, na medida em que representam variáveis facilmente estimadas e quantificadas em função das características intrínsecas dos solos dos locais ou em função da carga hidráulica.

O Capítulo 6 apresenta duas ferramentas básicas para o tratamento e análise de um conjunto de informação que foi apresentada anteriormente, nomeadamente a modelação matemática como ferramenta para a previsão de respostas do meio subterrâneo face a

situações de recarga planeada e a aplicação de Sistemas de Apoio à Decisão como ferramenta de análise multicritério, tendo como objectivo final a selecção das técnicas mais adequadas, em termos ambientais, minimizando os custos associados à sua implementação real.

Neste sentido foi desenvolvido um modelo de escoamento subterrâneo e do transporte de nitratos na zona central da Campina de Faro, recorrendo ao modelo de elementos finitos FEFLOW, que incorporou a informação obtida nos Capítulos 3, 4 e 5, visando obter uma perspectiva do desempenho integrado das metodologias de recarga, numa escala maior, em termos qualitativos e quantitativos das águas subterrâneas. Como exemplo foram simulados alguns cenários de recarga artificial. Contudo, é proposto um conjunto mais vasto de cenários cuja descrição se apresenta no Quadro 6.9, bem como a quantificação dos volumes e tempos de recarga no Quadro 6.10.

No que se refere à modelação matemática, algumas dificuldades surgiram, que foram ultrapassadas, das quais se destacam as seguintes: a) a modelação de dois aquíferos com uma geometria pouco regular, com uma zona de afloramento do aquífero inferior; b) a passagem do modelo conceptual hidrogeológico para o modelo tridimensional no FEFLOW necessitou de alguns ajustes, em termos geometria das camadas modeladas, de modo a evitar zonas de células secas, que em alguns casos, dificultaram a convergência do modelo; c) o facto da piezometria do aquífero semi-confinado poder estar influenciada pela mistura com o aquífero superior; d) a influência do regime de bombagem nos resultados de piezometria; e) a ausência de informação mais precisa sobre os volumes e regimes de extracção aplicados; e) a calibração inversa efectuada com o PEST que, no final, acabou por não produzir resultados satisfatórios.

Na parte final do Capítulo 6 introduz-se uma abordagem aos Sistemas de Apoio à Decisão. Formaliza-se teoricamente um problema de decisão para o caso concreto da Campina de Faro cuja estruturação se descreve no organigrama da Figura 7.1. Finaliza-se com a sugestão de aplicação de um programa com potencialidades na área da análise multicritério, denominado *Decision Lab 2000*, que visa a melhor escolha de entre um conjunto de cenários diferentes de recarga artificial, considerando também a análise critérios ambientais e económicos associados.

7.2 Prosseguimento da investigação

O tema principal desta Tese incidiu sobre o estudo da recarga artificial de aquíferos como metodologia a aplicar para melhorar a qualidade da água subterrânea no aquífero superficial da Campina de Faro. Diversos foram os aspectos abordados ao longo do desenvolvimento deste trabalho, contudo, alguns ficaram por desenvolver e poderão futuramente ser considerados no âmbito de estudos a realizar na mesma área temática. Em seguida enumera-se uma lista de sugestões para temas futuros de investigação:

1) Gestão da recarga artificial de aquíferos como contributo fundamental para alcançar a sustentabilidade ambiental, económica e social do uso da água, em zonas áridas e semi-áridas.

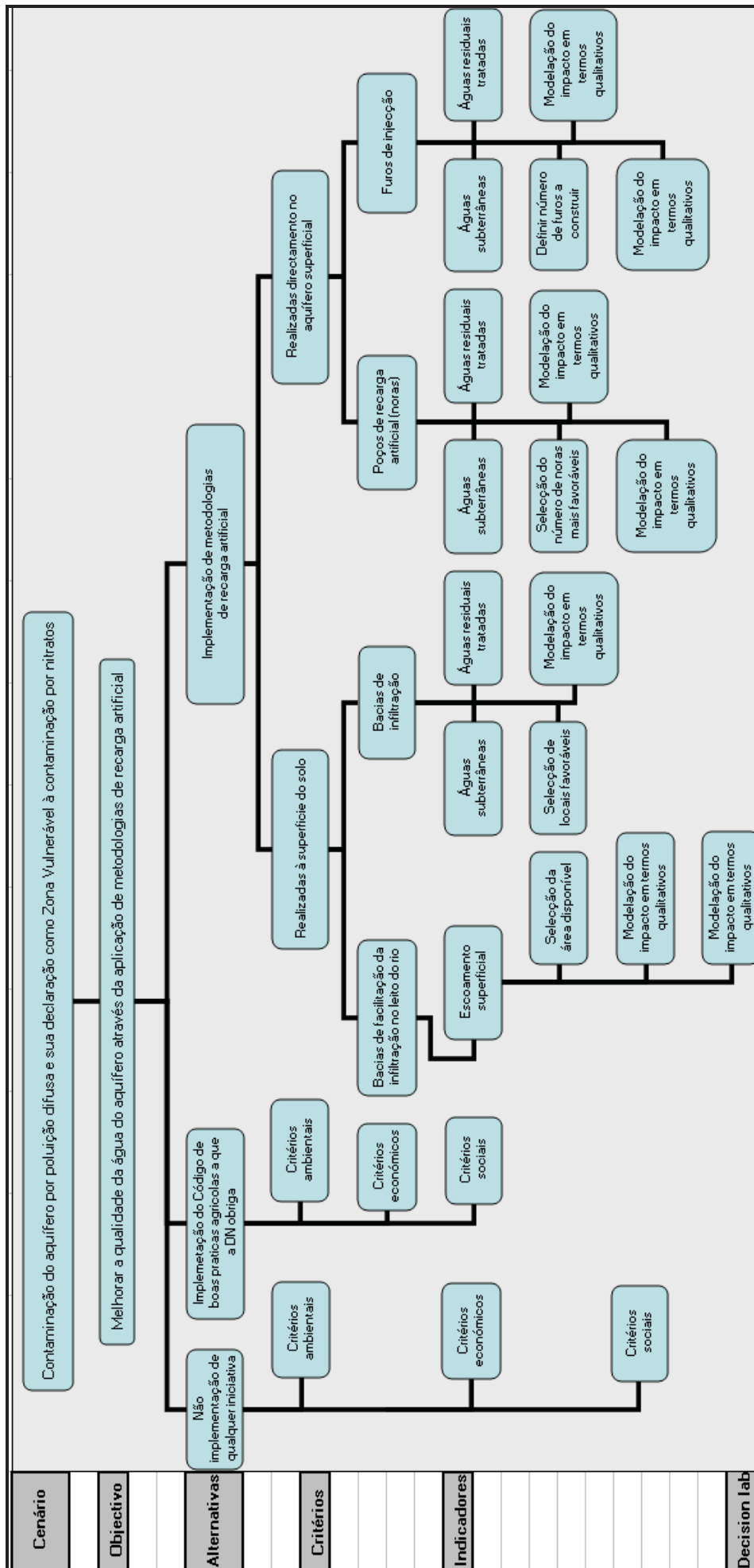


Figura 7.1 – Organigrama para a estruturação do problema de decisão a formular para o Decision Lab 2000

2) Desenvolvimento de estudos de aplicação prática de metodologias de recarga artificial de aquíferos e avaliação da eficiência e desempenho de diferentes metodologias, em função das características hidráulicas do aquífero, do tipo de solos e da espessura disponível para o armazenamento subterrâneo.

3) Avaliação da eficiência de sistemas de recarga artificial de aquíferos, em termos de taxas de infiltração e pesquisa dos efeitos a longo-prazo dos processos de colmatção do meio subterrâneo. Pesquisa e aplicação prática de alternativas físicas e químicas para reabilitação destes sistemas. Pesquisa e aplicação de alternativas que visem a minimização dos efeitos de colmatção.

4) Desenvolvimento de estudos de gestão integrada dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos que visem a implementação de metodologias de recarga artificial como forma de armazenamento subterrâneo, em períodos de maior disponibilidade, para utilização futura, em períodos de escassez. Análise dos efeitos das alterações climáticas, em termos de qualidade e quantidade da água, nestes locais.

5) Pesquisa e estudo de fontes de água alternativas destinadas à recarga artificial e avaliação de volumes disponíveis e qualidade da água.

6) Utilização de águas residuais tratadas como fonte de água alternativa para a recarga artificial de aquíferos, nomeadamente através de bacias de infiltração, possibilitando a interacção química solo/água. Estudo das reacções químicas na zona não saturada e aspectos de qualidade da água antes da recarga e após a sua passagem pelo meio subterrâneo. Estudos de risco para a saúde pública no caso de recarga artificial de aquíferos, com águas residuais tratadas, destinados ao abastecimento público. Estudos de viabilidade económica deste tipo de aplicação em zonas de grande escassez de água.

7) Estudo e análise das alterações causadas pela recarga artificial na qualidade e quantidade das águas subterrâneas.

8) Compreensão e análise dos processos hidrogeoquímicos que ocorrem sob as bacias de infiltração devido às variações das condições de saturação do meio durante a infiltração.

9) Estudo de aplicabilidade de metodologias de recarga artificial para a resolução de problemas de subsidência dos solos, em locais de sobre-exploração de águas subterrâneas.

10) Estudo da aplicabilidade de metodologias de recarga artificial em aquíferos costeiros, optimizando volumes de descarga e caudais de extracção do aquífero, visando a redução dos efeitos da intrusão salina na qualidade das águas subterrâneas.

11) Aplicabilidade da recarga artificial para o cumprimento dos objectivos ambientais da Directiva-Quadro da Água.

12) Estudo dos processos físico-químicos e microbiológicos que afectam e controlam as alterações da qualidade da água, durante o seu percurso no meio subterrâneo, desde que se infiltra até à zona de captação, no caso de sistemas de

injecção e recuperação da água infiltrada. Para este tipo de estudo a monitorização de elevada precisão e especificidade é essencial, quer dos parâmetros hidráulicos e hidrogeoquímicos, e da sua variabilidade no espaço e no tempo.

13) Modelação matemática recorrendo a modelos integradores da zona saturada e da zona não saturada, que incluíam os processos de escoamento e os processos hidrogeoquímicos que ocorrem nos locais de recarga artificial. Constituirão uma ferramenta fundamental para obter respostas que permitam a compreensão e análise destes processos.

14) Desenvolvimento de Sistemas de Apoio à Decisão incorporando as componentes ambiental e sócio-económica. Constituirão uma ferramenta essencial para a definição de recarga artificial como metodologia de gestão de aquíferos. Este tipo de ferramenta cuja aplicação preliminar se iniciou nesta Tese, necessita de ser aprofundada, considerando uma abordagem interligada entre as diversas componentes a considerar. Cada vez mais as decisões devem ser tomadas considerando uma abordagem interligada entre as diversas áreas do conhecimento. Este tipo de metodologia constitui uma ferramenta muito útil na medida em incorpora o conhecimento científico em diversas áreas, incorpora a análise de diferentes critérios e auxilia a tomada de decisões para uma gestão sustentável do recurso “água”.

15) Desenvolvimento de metodologias de optimização da recarga artificial visando aspectos qualitativos e quantitativos das águas subterrâneas e a minimização dos custos totais de implementação, manutenção e operação dos sistemas de recarga constitui igualmente uma área de prosseguimento de investigações futuras.

16) Complemento à investigação de metodologias que permitam um conhecimento geológico e hidrogeológico detalhado do aquífero da Campina de Faro. O sucesso da aplicabilidade das metodologias de recarga artificial depende desse conhecimento. Constitui uma área onde se deve concentrar a investigação inicial do estudo. Os métodos geofísicos foram utilizados nesta Tese e em Mota (2007), com resultados muito positivos. A sua utilização pode ser considerada noutros estudos de caracterização e monitorização ambiental do meio subterrâneo. Outros métodos de prospecção directa, como a execução de sondagens de reconhecimento geológico, ensaios de caudal e ensaios com traçadores devem também ser incluídos.

17) Questões complementares relacionadas com o tema “Economia da água” (custo e valor da água), constituem novas áreas de investigação, visando dar cumprimento à legislação aprovada recentemente (e.g. Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de Junho, que aprova o regime económico e financeiro dos recursos hídricos).

7.3 Considerações finais

O principal objectivo desta Tese consistiu em investigar a possibilidade da recarga artificial de aquíferos poder ser aplicada com sucesso, contribuindo para a recuperação gradual da qualidade da água do aquífero afectado por poluição difusa na Campina de Faro. Esta técnica, considerada essencial na gestão de recursos hídricos, encontra-se muito difundida em diversos países, normalmente em zonas áridas e semi-áridas, mas também noutros locais, como medida fundamental ao desenvolvimento sustentável dos

recursos hídricos. Deste modo, foram aplicadas *in situ* e analisadas diversas metodologias de recarga, em termos de eficiências de recarga, volumes recarregados e aspectos de melhoria da qualidade da água após recarga. Os resultados, em termos de taxas de infiltração, foram muito favoráveis, dentro da gama de valores que normalmente se obtêm em diversos Projectos internacionais de recarga artificial, referenciados na literatura.

Paralelamente foram ainda investigadas fontes de água alternativas ou convencionais, destinadas à recarga artificial, salientando-se o escoamento superficial em períodos de cheias, com vantagens ao nível dos aspectos qualitativos da água e aspectos económicos, e a água proveniente do aquífero confinado, com aspectos em termos de qualidade da água, menos favoráveis.

A utilização de ferramentas de análise, *i.e.*, de modelação matemática e de análise multicritério mostrou-se muito útil, no sentido de poder prever respostas e definir acções e decisões futuras com fundamentos científicos.

Complementarmente, o desenvolvimento da Tese beneficiou de um conjunto de experiências de recarga artificial, desenvolvidas em paralelo com as do caso de estudo da Campina de Faro, no âmbito das actividades do Projecto GABARDINE, nomeadamente o caso de estudo da Grécia (Bacia de Thessaloniki, em Sindos), o caso de estudo de Espanha (rio Llobregat, em Barcelona) e o caso de estudo de Israel, com diversos sistemas de recarga já existentes. Todos estes casos de estudo foram visitados durante o período de desenvolvimento da Tese, assim como se acompanhou os trabalhos realizados, tendo por isso sido enriquecedor para a Tese os conhecimentos científicos transmitidos nessas áreas.

Considera-se muito importante que, nos seis anos que faltam para o término do prazo imposto pela Directiva Quadro da Água, se possa dar início a um "Projecto de Demonstração", numa escala maior, especificamente para o sistema aquífero da Campina de Faro, ou para outro local, onde a aplicação das metodologias de recarga artificial de aquíferos sejam determinantes para o cumprimento dos objectivos ambientais referidos na legislação nacional e comunitária, em termos de qualidade e/ou quantidade dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais.

Lisboa, 24 de Fevereiro de 2009
Catarina Diamantino

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C.A.C. (1985) - "Hidrogeologia do Algarve Central". Dissertação Apresentada à Universidade de Lisboa para a Obtenção do Grau de Doutor em Geologia, na Especialidade de Hidrogeologia. Universidade de Lisboa.

ALMEIDA, C., MENDONÇA, J.J.L., JESUS, M.R. e GOMES, A.J. (2000) - "Actualização do Inventário dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental". Publicação do Centro de Geologia do Instituto da Água (INAG). Lisboa.

ALMASRI, M.N. e KALUARACHCHI, J.J. (2007) - "Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds". *Journal of Hydrology*, 343, 211- 229.

ANDERSON, M.P. e WOESSNER, W.W. (1992) - "Applied groundwater modeling. Simulation of flow and advective transport". Academic Press, Inc, San Diego, Califórnia.

ARTIMO, A., SARAPERÄ, S. e YLANDER, I. (2005) - "The Role of 3D Geologic Modeling and Database Solutions in the Virttaankangas Artificial Recharge Project, Southwestern Finland". Workshop on *Geological Models for Groundwater Flow Modeling*. 2005 Annual Meeting, Geological Society of America, Salt Lake City, UT. Illinois State Geological Survey. Disponível em URL: <http://www.isgs.uiuc.edu/research/3DWorkshop/2005/pdf-files/artimo2005.pdf>.

ASCE (2001) - "Standard guidelines for artificial recharge of groundwater". American Society of Civil Engineers, EWRI/ASCE 34-01.

BAUMLE, R. (2003) - "Geohydraulic characterization of fractured rock flow regimes. Regional studies in Granite (Lindau, Black forest, Germany) and Dolomite (Tsumeb, aquífers, Northern Namíbia). Zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften an der Fakultät für Bauingenieur, Geo- und Umweltwissenschaften der universität Karlsruhe (TH) genehmigte. Tese de Doutoramento.

BENSABAT, J. (2006) - "Artificial recharge in Israel". AQUA2006, Water Science and Technology Integrated Management of Water Resources, 23 a 26 de Novembro, 2006, Athens, Hellas. Disponível em URL: http://www.medies.net/staticpages/aqua2006/abstract/18_Bensabat_FULL.pdf.

BOUWER, H. (1996) - "Issues in artificial recharge". *Water Science and Technology*, Vol. 33, nº 10-11. pp. 381-390.

BOUWER, H., BACK, J.T., e OLIVER J.M. (1999) - "Predicting Infiltration and Groundwater Mounds for Artificial Recharge", *ASCE Journal of Hydrological Engineering*, 4(4):350-357.

BOUWER, H. (2002) - "Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering". *Hydrogeology Journal*. N.10, pp. 121-142.

CAP (2007) – Documento retirado do site da Internet relativo ao Projecto Central do Arizona (CAP). Disponível em URL: <http://www.cap-az.com/index.cfm>.

CONDEÇA, J., PINHEIRO, I., OLIVEIRA da SILVA, M. e CHAMBEL, A. (2006) - "Groundwater modelling in Atlantic coastal ecosystems (South Portugal)" in *Groundwater and Ecosystems* Edited by Baba, A., Howard, K.W.F. e Gunduz, O. – Nato Science Series, IV Earth and Environmental Sciences Vol. 70.

COSTA, M., MONTEIRO, J.P., NEVES, A. (2000) – "Rega com Água Residual em citrinos".

DE LA ORDEN, J.A. e MURILLO, J.M. (2005) – "A general overview of Spanish artificial recharge of groundwater experiences. The role of IGME, the Spanish geological survey, in artificial recharge in Spain". 2005 *Salt Lake City Annual Meeting*. October 16–19, Salt Lake City, Utah.

DEROME, J., LINDROOS, A.-J., e HELMISAARI H.-S. (2005) – "Effect of sprinkling infiltration on soil acidity and fertility properties on a forested esker in Central Finland". ISMAR 2005.

DIAMANTINO, C. e LOBO FERREIRA, J.P. (2002) – "Modelação da Intrusão Salina com o Modelo Matemático FEFLOW – Fundamentos Teóricos. Formulação para um caso real de estudo". Comunicação apresentada no 6º Congresso da Água: a água é d'Ouro, organizado pela Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH), realizado no Centro de Congressos da Alfândega, Porto, 18 a 22 de Março de 2002, 15 pp.

DIAMANTINO, C., OLIVEIRA, M.M., LOBO FERREIRA, J.P. e MOINANTE, M.J. (2003a) – "Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes – Componente Águas Subterrâneas. Relatório da 3.ª Fase – Proposta de Medidas de Gestão Ambiental". Estudo realizado para o Instituto da Água, no âmbito do Proc. Int. para o Núcleo de Estuários do Departamento de Hidráulica do LNEC. Lisboa, LNEC, Relatório 179/03 – NAS/DHA, Julho de 2003, 45 pp.

DIAMANTINO, C., OLIVEIRA, M.M e LOBO FERREIRA, J.P. (2003b) - "Estimativa do volume e da qualidade em nitratos da água subterrânea que escoia para o estuário do Rio Guadiana, na zona do sapal de Castro Marim". Jornadas Luso-Espanholas sobre As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica, Faro, 23 a 26 de Junho de 2003, 10 pp. ISBN 972-97480-7-1. Disponível em URL: http://www.dha.lnec.pt/nas/pdf/AIH_Faro_Nitratos%20Monte%20Gordo_CD_MO_LF.pdf.

DIAMANTINO C., LOBO FERREIRA J.P. e NOVO, M. E. (2005) – "Policies for the application of pollutant transport models in groundwater: Decision making methodology for the application of pollutant transport models" (MANPORIVERS Project Deliverable 35: WP9 final report on reasoning about models selection). Relatório 443/05 - NAS, Lisboa, LNEC, Novembro 2005, 71 pp.

DIAMANTINO C., LOBO FERREIRA, J.P. e LEITÃO T. (2007) - "Artificial aquifer recharge experiments in the Portuguese Campina de Faro Case-Study area". In *Proceedings XXXV*

IAH Congress, *Groundwater and Ecosystems*, Ribeiro, L., Chambel, A., Condesso de Melo, M.T. Eds, 17 a 21 de Setembro de 2007, Lisboa, 10 pp.

DIAMANTINO, C.; LOBO FERREIRA, J.P.; MOTA, R. (2008) - "Ensaio de recarga artificial e aplicação de métodos geofísicos no leito do Rio Seco (Projecto GABARDINE)". 9.º Congresso da Água. 2-4 de Abril de 2008, Cascais, 15 pp.

DIERSCH, H.-J. G. (1998) - "FEFLOW - Finite element subsurface flow system". WASY GmbH, Berlin, Germany.

DÍAZ, J.M.M., GÓMEZ, J.A.O., ARMAYOR, J.L., CASTANO, S.C. (2000) - Recarga Artificial de Aquíferos. Síntesis Metodológica. Estudio. Actuaciones Realizadas en La Provincia de Alicante. Edições López Geta, J.A. Hernández, L.R. (2000). Disponível na página da Internet do Instituto Geológico e Mineiro de Espanha. Disponível em URL: http://www.igm.es/internet/web_águas/igme/publica/libro36/lib36.html.

DIMITRIADIS, K., STYLLAS, M., LOBO FERREIRA, J.P.C., DIAMANTINO, C., LEITÃO, T.E., HENRIQUES, M.J., OLIVEIRA, M.M., MOTA, R., ANAGNOSTOPOULOU, C., TOLIKA, K., Sanchez-VILA, X., BARBIERI, M., BENSABAT, J., HADAD, A., RABI, A., TAMIMI, A.R. (2007) - "GABARDINE Project - Deliverable 54. Results of the field investigations". Draft version. 53 pp.

EDEN *et al.* (2007) - "Artificial Recharge: A Multi-Purpose Water Management Tool". Authors: Susanna Eden, Joe Gelt, Sharon Megdal, Taylor Shipman, Anne Smart, and Magdalena Escobedo; Layout: Gabriel Leake and Melisa Kennedy. NEYSLETTER ARROYO. *Water Resources Research Center. College of Agriculture and Life Sciences. University of Arizona.* Tucson. Arizona.

ELIASSON, A. (2000) - "Groundwater impact assessment and protection-predictive simulations for decision aid". *Royal Institute of Technology, Department of Civil and Environmental Engineering, Division of Land and Water Resources.* Estocolmo. Tese de licenciatura.

EMWIS (2006) - "Israel water context". This document has been prepared by the Euro-Mediterranean Information System on know-how in the Water sector (EMWIS) National Focal Point of Israel (HSI). Hydrological Service of Israel.

FERREIRA da SILVA, J. (2003) - "Gestão otimizada à escala regional de sistemas aquíferos potencialmente sujeitos à intrusão salina. Um modelo global para o uso sustentável da água em regiões costeiras". Dissertação submetida à Universidade do Minho para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil. Universidade do Minho, Guimarães. 410 pp.

FIGUEIREDO, F.P.O. (2006) - "The use of electromagnetic method in the frequency domain applied to hydrogeological studies". First Workshop/Training Meeting of Gabardine Project - Workshop on Assessment Methods. Lisboa, LNEC, 6 de Novembro de 2006, 23 pp. (apresentação oral).

FREEZE, R.A. e CHERRY, J.A. (1979) - "Groundwater". Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

GALE, I. e DILLON, P. (2005) - "Strategies for managed aquifer recharge in semi-arid áreas". Edited by Ian Gale. Compiled by the International Association of Hydrogeologists - Commission on Management of Aquifer Recharge IAH - MAR, with the support of UNESCO International Hydrological Programme (IHP), Project on Artificial Recharge and Management of Water Resources in Arid and Water Scarce Zones (UNESCO G-WADI) and the British Department for International Development (DFID) (Disponível em URL: http://www.iah.org/recharge/pdf/MAR_strategies.pdf).

GALE, I. NEUMANN, I., CALOW, R. e MOENCH, M. (2002) - "The effectiveness of artificial recharge of groundwater: a review". AGRAR Project - Augmented Groundwater Resources by Artificial Recharge. Groundwater Systems and Water Quality Programme. Phase 1, Final Report CR/02/108N. *British Geological Survey*. Keyworth, Nottingham. 51 pp. (Disponível em URL: <http://www.iah.org/recharge/pdf/AGRAR%20Review.pdf>).

GEIRNAERT, W; van BEERS; P.H; de VRIES, J.J. and HOOGEVEEN, H. (1982) - "A Geo-Electric survey of the Miocene Aquifer between Quateira and Olhão". Hydrogeologic Studies in the East Algarve, Portugal. A Contribution to the III Semana de Hidrogeologia. 10 a 14 de Maio de 1982. Lisboa. Portugal. VRIJT Universiteit. Publicado em *Institute of Earth Sciences*, Amsterdam. Netherlands.

GELT, J. (1992) - "Land Subsidence, Earth Fissures Change Arizona's Landscape". ARROYO, Summer 1992, Volume 6, No. 2 (Disponível em URL: <http://cals.arizona.edu/AZWATER/arroyo/062land.html>).

GUTTMAN, J. (2006) - Informação oral de Josef Guttman, da empresa Mekorot, Israel.

HANSEN, C.V. (2007) - "Status of ground-water levels and storage volume in the Equus Beds aquifer near Wichita, Kansas, January 2003-January 2006". *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5321*, 34 pp. (Disponível em URL: <http://pubs.usgs.gov/sir/2006/5321/pdf/SIR20065321.pdf>).

HENRIQUES, M.J. (2008) - "Projecto Gabardine: Caracterização de amostras de solos recolhidas na área de estudo da Campina de Faro". Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Relatório ??/2008-NAS, 34 pp.

HOSTMANN, M. (2005) - "Decision Support for River Rehabilitation". A dissertation submitted to the Swiss Federal Institute of Technology Zurich.

IGRAC (2007) - "Global Groundwater Information System" (2004, pesquisa em 2007) (www.igrac.nl).

INSAAR (2002) - "Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais". Instituto da Água (Disponível em URL: <http://insaar.inag.pt/>).

ISCID (2007) – “Israel”. Israel National Committee of International Commission on Irrigation and Drainage (ICID) – ISCID (Disponível em URL http://www.icid.org:8080/v_israel.pdf).

JAKIMAVIEIUTÉ-MASELIENÉ, V., MAZEIKA, J., PETROSIUS (2006) – “Modelling of radionuclide transport in crystalline basement for demonstrations of spent nuclear fuel disposal feasibility (case of South-eastern Lithuania)”. *Geologija*, Vol. 55, pp 24-36.

KUMAR, C.P., CHACHADI, A.G., PURANDARA, B.K., KUMAR, S., VARADARAJAN, N. e JUYAL, R. (2007) – “Modelling of a Coastal Aquifer using FEFLOW”. National Institute of Hydrogeology. *Jal Vigyan Bhawan Roorkee*. NIH/GWD/04-07/1.

LEITÃO, T.E.S.; van BEEK, C. e LOBO FERREIRA, J.P.C. (2000) – “Risks of Contamination of Groundwater by Heavy Metals. Analysis of the Evolution of Contamination by Simulation in Laboratory Experiments – Final Report”. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 102/2000-GIAS.

LNEC (1970) – “Solos Análise Granulométrica por Peneiração Húmida”. Especificação LNEC E239, 1970. CDU 624.131.373:620.168 (083.74).

LENCASTRE, A. (1983) - “Hidráulica Geral”. Hidroprojecto. Lisboa.

LOBO FERREIRA, J.P. (1981) - “Mathematical model for the evaluation of the recharge of aquifers in semiarid regions with scarce (lack) hydrogeological data”. *Proceedings of Euromech 143/2-4 Setp. 1981, Rotterdam, A.A. Balkema* (Ed. A. Verruijt e F.B.J. Barends).

LOBO FERREIRA J.P. (1988) - “A comparative analysis of mathematical mass transport models and tracer experiments for groundwater pollution studies”. *Dissertation presented to the Fachbereich 7 Bauingenieur- und Vermessungswesen of the Technische Iniversitat Berlin for the obtainmet of the academic degree Doktor-Ingenieur*.

LOBO FERREIRA, J.P. (1991) - “Modelação matemática do balanço hídrico sequencial diário. Exemplo de aplicação à região Algarvia (Faro)”. *Comunicação apresentada ao Seminário “Os recursos hídricos subterrâneos e a sua utilização. O caso do Algarve”*. Lisboa, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

LOBO FERREIRA, J.P. (2007) - “Gabardine - Second Interim Activity Report - WP5 Activity. Junho”. 7 pp.

LOBO FERREIRA, J.P., OLIVEIRA, M.M., MOINANTE, M.J., THEVES, T. e DIAMANTINO, C. (1995) – “Avaliação da Vulnerabilidade da Capacidade de Recepção das Águas e Zonas Costeiras. Meios Receptores e Suas Características: Meios Subterrâneos - Mapeamento das Águas Subterrâneas da Faixa Costeira Litoral e da Vulnerabilidade dos seus Aquíferos à Poluição”. *Relatório Específico R3.3*. Lisboa, LNEC, Relatório 237/95 - GIAS, 585 pp.

LOBO FERREIRA, J.P., DIAMANTINO, C., LEITÃO, T.E., OLIVEIRA, M.M., MOINANTE, M.J., ARTUSO, E. e ZAKHAROVA, T. (2003) – “Projecto FCT – Valorização e Protecção da Zona

Costeira Portuguesa: Avaliação e Estudo da Vulnerabilidade de Sistemas Aquíferos Costeiros (Componente 11)". Estudo realizado para a Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito dos Projectos de Investigação Científica e de Desenvolvimento Tecnológico abertos pelo Programa de apoio à reformulação de Instituições Públicas ou de Interesse Público de Investigação. Lisboa, LNEC, Relatório 265/03 – NAS/DHA, Julho de 2003, 189 pp.

LOBO FERREIRA, L.F., DIAMANTINO, C., OLIVEIRA, M., MOINANTE, M.J., DIMITRIADIS, K., STYLLAS, M., SOUPILAS, T., MAHERAS, P., ANAGNOSTOPOULOU, C., TOLIKA, K., VAFIADIS, M., MACHAIRAS, C., SANCHEZ-VILA, X., VAZQUEZ-SUNÉ, E., BARBIERI, M., BENSABAT, J., HADAD, A., Rabi, A. e TAMIMI, A. (2006) - "Questionnaire on Test Site Characterization" - Five Questionnaires are available for each test site: Portugal, Spain, Greece, Israel and Palestine (Month 03). Milestone M21 of GABARDINE Project. LNEC. Fevereiro, 2006.

LOBO FERREIRA, L.F., OLIVEIRA, M., DIAMANTINO, C., MOINANTE, M.J., MEDEIROS, A., DIMITRIADIS, K., AND STYLLAS, M., SOUPILAS, T., MAHERAS, P., ANAGNOSTOPOULOU, C., TOLIKA, K., VAFIADIS, M. AND MACHAIRAS, C., SANCHEZ-VILA, X. AND BARBIERI, M., BENSABAT, J., HADAD, A., RABI, A. and TAMIMI, A. (2006a) – "Deliverable D31: Identify potential alternative sources of water for each test site". Projecto Gabardine, 6º Programa-Quadro de Investigação da União Europeia, 2005-2008.

LOBO FERREIRA, L.F., DIAMANTINO, C., MOINANTE, M.J., OLIVEIRA M., LEITÃO, T., HENRIQUES, M.J., MEDEIROS, A., DIMITRIADIS, K., STYLLAS, M., SOUPILAS, T., MAHERAS, P., ANAGNOSTOPOULOU, C., TOLIKA, K., VAFIADIS, M., MACHAIRAS, C., SANCHEZ-VILA, X., BARBIERI, M., BENSABAT, J., HADAD, A., RABI, A., TAMIMI, A. (2006b) – "Deliverable D51: Test Sites and their characteristics". Projecto Gabardine, 6º Programa-Quadro de Investigação da União Europeia, 2005-2008.

LOBO FERREIRA, J.P., OLIVEIRA, M.M., DIAMANTINO, C., LEITÃO, T.E. (2007a) - "LNEC Contribution to D24: AR needs in Campina de Faro. Julho". 6 pp.

LOBO FERREIRA, J.P., DIAMANTINO, C., OLIVEIRA, M., LEITÃO, T. (2007b) – "Second Interim Activity Report – LNEC Activity". Gabardine Project. Nov." 31 pp.

LUNDH, M. e GOTEBORG, O.B. (2003) – "Description of the Dösebacka Artificial Groundwater Recharge Plant. Method, Operation and Treatment". *The Gothenburg region Associations of local authorities*. Goteborg, Sweden 2003.

MA (2007a) – "A Rega e as Perdas de Nitratos". Ministério da Agricultura (Disponível em URL: http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/reg_a_perdas_nitratos.htm).

MA (2007b) – "Gestão da rega e prevenção da poluição das águas superficiais e subterrâneas causadas por nitratos". Ministério da Agricultura Disponível em URL (http://www.min-agricultura.pt/oportal/extcnt/docs/FOLDER/PROT_TEMAS/F_AMBIENTE/MADRPCNT_AMB_CDGPRCT/9-GESTAO_REGA.HTM).

- MALHEIRO, P. (2005) – “Falta de barragens agrava a seca”. *Jornal Água e Ambiente*, nº 77, Abril de 2005.
- MANUPPELLA, G., RAMALHO, M., TELLES ANTUNES, M. e PAIS, J. (1987) – Carta Geológica de Portugal, na escala de 1/50 000, Folha 53-A: Faro, e respectiva Notícia Explicativa. Lisboa, Direcção-Geral de Geologia e Minas, Serviços Geológicos de Portugal.
- MARTINS, J. (2007) “Inverse Calibration of a Groundwater Flow Model for the Almádena-Odeáxere Aquifer System (Algarve – Portugal) ”. Faro: Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente da Universidade do Algarve. Trabalho de Dissertação realizado no âmbito do Mestrado em Engenharia do Ambiente – Especialização em Modelação Ambiental. 64pp.
- MARTINS, A., FREIRE, J., SOUSA, RIBEIRO, J.A. (2006) – “Potencialidades de reutilização de águas residuais para rega de campos de golfe na região do Algarve”. V Congresso Ibérico sobre Gestão e Planeamento da Água.
- MASSMANN (2003) – “A design manual for sizing infiltration ponds”. Washington State Transportation Commission. Department of Transportation and in cooperation with U.S. Department of Transportation. Federal Highway Administration Final Research Report. Research Project Agreement N.º Y8265 - Implementation of Infiltration Ponds Research. Outubro de 2003.
- MEDEIROS, A. (2006) – “Aplicação do método geofísico Vertical Electrical Sounding (VES) e análise comparativa com os resultados obtidos pelos métodos Ground Penetrating Radar (GPR), Electrical Resistivity (ER) e Electromagnetic methods (EM) na Campina de Faro”. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Nota Técnica 1/2006 – NAS, 51 pp.
- MEDEIROS, A. (2008) – “Interpretação de ensaios de bombagem no âmbito do Projeto Gabardine na Campina de Faro”. Lisboa, LNEC, Nota Técnica NAS - 01/2008. Janeiro de 2008. 18 pp.
- MFA (2007) – “Israel's Chronic Water Problem” - 10 Aug 2002. Site Israel Ministry of Foreign Affairs (Disponível em URL <http://www.mfa.gov.il/mfa/facts%20about%20israel/land/israel-s%20chronic%20water%20problem>).
- METLA (2007) – “Metla Project 7006 Artificial recharge of groundwater: infiltration techniques, soil processes and water quality” (1998-2002) (Disponível em URL <http://www.metla.fi/hanke/7006/index-en.htm>)
- MILNES, E. e RENARD P. (2002) – “Assessment of seawater intrusion versus mass return flow from irrigation in the Kiti coastal aquifer system (Southern Cyprus) based on field investigations and three-dimensional finite element simulations”. *17th Salt Water Intrusion Meeting*, Delft, The Netherlands, 6-10 May 2002.
- MIRGHANI, M. (2002) – “Concepts and Models for the Characterization of the West Gedaref Hydrogeologic System, Sudan”. Von der Fakultät VI, Bauingenieurwesen und

Angewandte Geowissenschaften der Technischen Universität Berlin, Zur Erlangung des akademischen Grades. Tese de Doutoramento.

MOINANTE, M.J., OLIVEIRA, M.M. e LOBO-FERREIRA, J.P. (1994) – “Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Caracterização dos Sistemas Hidrogeológicos de Portugal Continental e Avaliação das suas Reservas Hídricas”. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 329/94 - GIAS.

MONTEIRO, J. P.; STIGTER, T.; MARTINS, R. R. (2003) – Modelo Matemático de Simulação de Escoamento Regional do Aquífero da Luz de Tavira (Algarve - Portugal). Actas do VI Congresso Nacional de Geologia. Universidade Nova de Lisboa. Faculdade de Ciências e Tecnologia. 4 pp.

MONTEIRO, J. P.; NUNES, L.; VIEIRA, J.; MARTINS, R. R.; STIGTER, T.; SANTOS, J.; REIS, E. (2003) – Síntese Bidimensional dos Modelos Conceptuais de Funcionamento Hidráulico de Seis Sistemas Aquíferos do Algarve (Baseada em Modelos Numéricos de Escoamento Regional). Actas das Jornadas sobre as Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos. Universidade do Algarve. 10 pp.

MONTEIRO, J.P.; RIBEIRO, L.; MARTINS, R.; MARTINS, J.; BENTO, L. (2006b) – Monitorização e Modelação dos Aquíferos Costeiros do Algarve. VII Congresso Nacional de Geologia. Universidade de Évora. Org. Soc. Portuguesa de Geologia.

MONTEIRO, J.P.; VIEIRA, J.; NUNES, L.; YOUNES, F. (2006a) - Inverse Calibration of a Regional Flow Model for the Querença-Silves Aquifer System (Algarve-Portugal). Integrated Water Resources Management and Challenges of the Sustainable Development International Association of Hydrogeologists, IAH. Marrakech. pp 44, 6 pp.

MONTEIRO, P.V. (2007) - “O Papel das Boas Práticas Agrícolas na Requalificação Ambiental de Zonas Degradadas”. Abril de 2007. Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Algarve (Disponível em URL http://www.draalg.min-agricultura.pt/index.php?option=com_content&task=view&id=24&Itemid=34).

MOTA, R. (2006) – “Prospecção geofísica pelo método da resistividade eléctrica, no âmbito do projecto Gabardine, em Conceição, Faro”. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Nota Técnica 6/2006 – NGE/DG (Núcleo de Geologia de Engenharia), 20 pp.

MOTA, R. (2007) - “*Investigation of shallow structures using joint inversion of resistivity and seismic data*”. Dissertação submetida à Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Física. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, Lisboa.

MOTA, R. (2007) - “Time-lapse Resistivity Tomography with a Saline Tracer for the Gabardine Project in Carreiros, Faro”. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 325/2007 – NGEA/DG.

MOTA, R., MONTEIRO dos SANTOS, F., DIAMANTINO, C., LOBO FERREIRA, J.P. (2008) - "Evolução temporal da resistividade eléctrica aplicada a estudos ambientais e hidrogeológicos". XI Congresso Nacional de Geotecnia. 7 a 11 de Abril de 2008, Coimbra, 10 pp.

NASTEV, M., RIVERA, A., LEFEBVRE, R., MARTEL, R. e SAVARD, M. (2005) - "Numerical simulation of groundwater flow in regional rock aquifers, southwestern Quebec, Canada". *Hydrogeology Journal* 13, pp. 835-848.

NNC (2002) - "Management of aquifer recharge and subsurface storage. Making better use of our largest reservoir". Editors Albert Tuinhof e Jan Piet Heederik. Seminar Wageningen 18 - 19 Dezembro 2002. Organizado por *Netherlands National Committee (NNC)* para a *International Association of Hydrogeologists (IAH)*, 106 pp.

NOVO, M.E., IKAVALKO V.-M., DIAMANTINO, C. e LOBO-FERREIRA, J.P. (2003) - "MANPORIVERS - Management Policies for Priority Water Pollutants and their Effects on Foods and Human Health: Generic Characterization of Mathematical Models to Simulate the Pollutant Transport in Groundwater". Lisboa, LNEC, Relatório 310/03-NAS, October 2003, 113 pp.

NRC (1994) - "Ground Water Recharge using Waters of Impaired Quality". National Research Council (NRC). *Committee on Ground Water Recharge. Water Science and Technology Board. Commission on Geosciences, Environment, and Resources. Washington, D.C., National Academy Press*, 182 p.

OLIVEIRA, M.J.P.M. (2004) - "Recarga de águas subterrâneas. Métodos de avaliação". Dissertação submetida à Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia (especialidade Hidrogeologia). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, Lisboa. 440 pp.

OLIVEIRA, M.M. (2006) - "Characterization of aquifer replenishment for the aquifer system of Campina de Faro". Month 12. Milestone M22 of GABARDINE Project do Programa-Quadro de Investigação da União Europeia, 2005-2008.

OLIVEIRA, M. (2006) - "Ensaios com Georadar num terreno em Conceição, Faro". Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Nota Técnica 4/2006 - NGE (Núcleo de Geologia de Engenharia), 30 pp.

OLIVEIRA, M.M. e LOBO-FERREIRA, J.P. (1994) - "Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal. Metodologias de Análise da Recarga de Aquíferos". Lisboa, LNEC, Relatório 319/94 - GIAS.

OLIVEIRA, M.M., LOBO FERREIRA, J.P. (1995) - "Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com base na Aplicação do Método DRASTIC. 1º Relatório de Progresso". Lisboa, LNEC, Relatório 234/95-GIAS, Julho de 1995.

OLIVEIRA, M.M., MOINANTE, M.J., LOBO FERREIRA, J.P. (1997) - "Cartografia

Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC". Relatório Final. Lisboa, LNEC, Relatório 60/97-GIAS, 535 pp.

OLTEAN-DUMBRAVA C. e ASHLEY R.M. (2006) – "Assessing the relative sustainability of management solutions using multi-criteria techniques". IABSE *Henderson Colloquium*, Cambridge, 10-12 July, 2006. *Factor 10 Engineering for Sustainable Cities*.

OOIJEN, V.B., POST, V., STIGTER, T. (1996) – "Hydrogeology and hydrochemistry of groundwater in the Campina de Faro, Portugal". VRIJT Universiteit. Amsterdam.

KUMAR, N.N. e AIYAGARI, N. (1997) – "Artificial Recharge of Groundwater" in "Groundwater Pollution Primer". CE 4594: Soil and Groundwater Pollution. Edited by Daniel Gallagher. *Civil Engineering Department*. Virgínia Tech Blacksburg (Disponível em URL: <http://ewr.cee.vt.edu/environmental/teach/gwprimer/recharge/recharge.html>).

PAVELIC, P., DILLON, P. e ROBINSON, N. (2004) – "Groundwater Modelling to Assist Well-Field Design and Operation for the ASTR Trial at Salisbury, South Austrália". CSIRO Land and Water Technical Report N.º 27/04, September 2004. Adelaide.

PBHRA Algarve (1999a) – "Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve. 1ª Fase – Análise e Diagnóstico da Situação de Referência, Anexo 6 – Usos e Necessidades, 6.B – Avaliação das Necessidades de Água, Parte I – Abastecimento Urbano e Industrial, Apêndice D – Campos de Golfe" (Rev. 00 – 1999/12/01).

PBHRA Algarve (1999b) – "Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve. 1ª Fase – Análise e Diagnóstico da Situação de Referência, Anexo 6 – Utilizações e Necessidades da Água, 6. – Avaliação das Necessidades Actuais de Água, Parte II – Agricultura e Agropecuária" (Rev. Nº 00 – 1999/01/30).

PBHRA Algarve (2000) – "Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve". INAG (Disponível em URL: http://dqa.inag.pt/dqa2002/port/relatorios/Relatorio_Artigo5_PT-SETEMBRO.html).

PYNE, D. (1995) - "Groundwater recharge and wells. A Guide to aquifer storage and recovery". Lewis Publisher.

PYNE (2005) – "Aquifer Storage and Recovery (ASR) Issues and Concepts". A position paper prepared by the *St. Johns River Water Management District (SJRWMD)*, in association with R. David G. Pyne, P.E., ASR Systems LLC. Special Publication SJ2005-SP12 (Disponível em URL: <http://www.sjrwmd.com/programs/outreach/pubs/techpubs/pdfs/SP/SJ2005-SP12.pdf>).

RALF TOPPER, *et. al.*, (2002) - Colorado Geological Survey Department of Natural Resources, Artificial Recharge of Ground Water In Colorado - A Statewide Assessment, 2004. By E.P. Weeks A Historical Overview of Hydrologic Studies of Artificial Recharge in the U.S. Geological Survey U.S. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings, Sacramento, California, April 2-4, 2002 (OFR 02-89) (Disponível em URL <http://water.usgs.gov/ogw/pubs/ofr0289/ofr0289.pdf>).

SEWRPC (2006) - "State-of-the-Art of Water Supply Practices". *Southeastern Wisconsin Regional Planning Commission* (SEWRPC). Technical Report N.º 43, Chapter VI - Artificial Groundwater Recharge and Management (preliminary Draft) (Disponível em URL http://www.sewrpc.org/watersupplystudy/pdfs/tr-43_chapter-6_preliminary_draft.pdf).

Newsletter Jaakko Pöyry Infra (2003) - Finland. Newsletter nº 1/2003 (Disponível em URL www.infra.poyry.com e http://infra.poyry.com/linked/en/general/eInfro1_2003.pdf).

H.-S. HELMISAARI, J. DEROME, T. HATVA, K. ILLMER, V. KITUNEN, A.-J. LINDROOS, I. MIETTINEN, J. PÄÄKKÖNEN E R. REIJONEN (2005) - "Artificial recharge in Finland through basin and sprinkling infiltration: soil processes, retention time and water quality". ISMAR 2005.

GUSTAFSON, G. (2004) - "Is groundwater threatened?" in Formas, the *Swedish Research Council for environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning*. Brochure Water research – what's next? Stockholm, Sweden. Editor: Red Birgitta Johansson.

RADULESCU, M., VALERIAN, C. e YANG, J. (2007) - "Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills". *Annals of Geophysics*, Vol. 50, N. 3, June 2007.

REESE, R.S. (2002) - "Inventory and Review of Aquifer Storage and Recovery in Southern Florida". *Water-Resources Investigations*, Report 02-4036. U.S. Geological Survey, Tallahassee, Florida.

REESE, R.S. (2005) - "Adverse Environmental Impacts of "Artificial recharge" known as "Aquifer Storage and Recovery" (ASR) in Southern Florida: Implications for Everglades restorations". Bacchus, S.T. Applied Environmental Services LLC (Disponível em URL http://www.thethirdplanet.org/pdf/ASR_tp_Ex_Sum_tc_91805.pdf).

RIASAT, A. e TURNER, J. (2004) - "A Study of the Suitability of Saline Surface Water for Recharging the Hypersaline Palaeochannel Aquifers of the Eastern Goldfields of Western Austrália". *Mine Water and the Environment* 23, pp. 110–118. IMWA Springer-Verlag

SAHÚN ARTIGA, B., MURILLO DÍAZ, J.M. (2000) - "Identificación de Acciones y Programación de Actividades de Recarga Artificial de Acuíferos en las Cuencas Intercomunitarias". Instituto Geológico y Minero de Espana.

SÁNCHEZ-VILA, X., BARBIERI, M., ABARCA, E., VAZQUEZ-SUÑÉ, E., CARRERA, J., LOBO-FERREIRA, J.P.C., OLIVEIRA, M., DIAMANTINO, C., LEITÃO, T., DIMITRIADIS, K., BENSABAT, J. (2007) - "Deliverable D24: Current necessities for artificial recharge in the Test Sites". Projecto Gabardine, 6º Programa-Quadro de Investigação da União Europeia, 2005-2008.

SEAGER, T.P., ROGERS, S.H., GARDNER, K.H. LINKOV, I. e HOWARTH, R (2004) - "Using Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) to protect New Hampshire waterways: A case study in contaminated sediments management". *Souhegan Water Management Planning Area Committee* (WMPAAC).

SHEVAH, Y. (1982) - "Israel". TAHAL Consulting Eng. Ltd., Tel-Aviv, Israel. ICID Publications: Irrigation and Drainage in the World – A Global Review, Vol. III. Editado por K.K. Framji, B.C. Garg e S.D.L. Luthra. 3ª Edição. Disponível em URL (http://www.icid.org/index_e.html)

SHEVAH, Y. (2000) - "Irrigation and Agriculture Experience and Options in Israel". TAHAL Consulting Eng. Ltd, Israel. Prepared for Thematic Review IV.2: Assessment of Irrigation Options to the World Commission on Dams, Cape Town.

SEWRPC (2006) - "State-of-the-art of water supply practices Report". *Southern Wisconsin Regional Planning Commission*. Technical Report nº 43.

SILVA, A.V., PORTUGAL, A. e LEITÃO de FREITAS (1986) - "Modelo de Fluxo Subterrâneo e Salinização dos Aquíferos Costeiros entre Faro e Fuseta". *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal*, T.72, Fasc. 1 / 2, pp. 71-77.

SILVA, M.L. (1988) - "Hidrogeologia do Miocénico do Algarve". Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia, na especialidade de Hidrogeologia. Lisboa. 377 pp.

SILVA, M.O. (1984) - "Hidrogeologia do Algarve Oriental". Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia, na especialidade de Hidrogeologia. Lisboa. 260 pp.

SILVA, M.L. e ALMEIDA, C. (1989) - "Aspectos Hidrogeológicos das Formações Miocénicas do Algarve". *GEOLIS*, revista da Secção de Geologia Económica e Aplicada, Vol. II(2), p. 115-132.

SILVA, M.O. e SILVA, M.L. (1992) - "Impactos da Agricultura na Qualidade Química das Águas Subterrâneas - Os Exemplos da Campina da Luz (Tavira) e da Campina de Faro". *Geolis*, VI, 1/2, 1992, pp.136-145.

STEPHENS, D.B., Hsu, K-C., PRIEKSAT, M.A., ANKENY, M.D., BLANDFORD, N., ROTH, T.L., KELSEY, J.A., WHITWORTH, J.R. (1998) - "A comparison of estimated and calculated effective porosity". *Hydrogeology Journal* 6, pp. 156–165.

STIGTER, T.Y. e CARVALHO DILL, A.M.M. (2000) - "Limitações do Modelo DRASTIC – Aplicação a duas regiões Algarvias contaminadas por nitratos". 5º Congresso da Água, "A água e o desenvolvimento sustentável. Desafios para o novo século", organizado pela APRH. Lisboa, Culturgest, 25 a 29 de Setembro de 2000, 12 pp.

STIGTER, T.Y. (2005) - "Integrated Analysis of Hydrogeochemistry and Assessment of Groundwater Contamination Induced by Agricultural Practices". Tese de Doutoramento apresentada ao Instituto Superior Técnico de Lisboa.

UNEP (1998) - "Sourcebook of Alternative Technologies for Freshwater Augmentation in Some Countries in Asia". *This document was prepared by the Danish Hydraulic Institute as part of the joint United Nations Environment Programme (UNEP) Water Branch and International Environmental Technology Centre (IETC)*. Newsletter and Technical

Publications of UNEP (Disponível em URL <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/techpublications/TechPub-8e/index.asp>).

VASSILEV, V., GENOVA, K., VASSILEVA, M., STAYKOV, B. e ANDONOV F. (2005) - "A Software System for Multicriteria Analysis and Optimization". Bulgarian Academy of Sciences. *Problems of Engineering Cybernetics and Robotics*, 55. Institute of Information Technologies, 1113 Sofia.

VINYOLES, J., QUIRANTE, R. e FOS, M.A. (2005) - "Los beneficios de la reutilización en el interior: El caso de Sabadell". Jornades Tècniques: La integració de l'aigua regenerada en la gestió dels recursos. Technical Workshop: The integration of reclaimed water in water resource management. Lloret de Mar, Costa Brava, Girona.

WARD, J.D., SIMMONS C.T. e DILLON P.J. (2007) - "A theoretical analysis of mixed convection in aquifer storage and recovery: How important are density effects?". *Journal of Hydrology* 343, pp. 169–186.

ZIEGLER, A.C. e ROSS, H.C. (2002) - "Effects of Artificial Recharge on Water Quality in the Equus Beds Aquifer, South-Central Kansas". U.S. Geological Survey, In George R. Aiken and Eve L. Kuniatsky, editors, 2002, U.S. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings, Sacramento, California, April 2-4, 2002 (USGS Open-File Report 02-89).

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 se procederá à recarga artificial de água proveniente do rio Llobregat, tendo como 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 Díaz, 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.

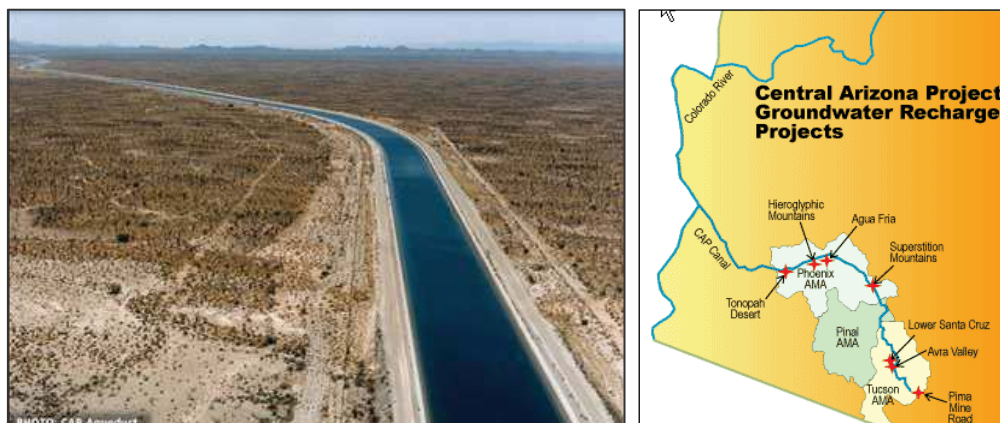


Figura A.1 – Projectos de recarga de águas subterrâneas do *Central Arizona Project* (CAP) e CAP canal (CAP, 2007).

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 siltsosas, 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 continua 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 impacte 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

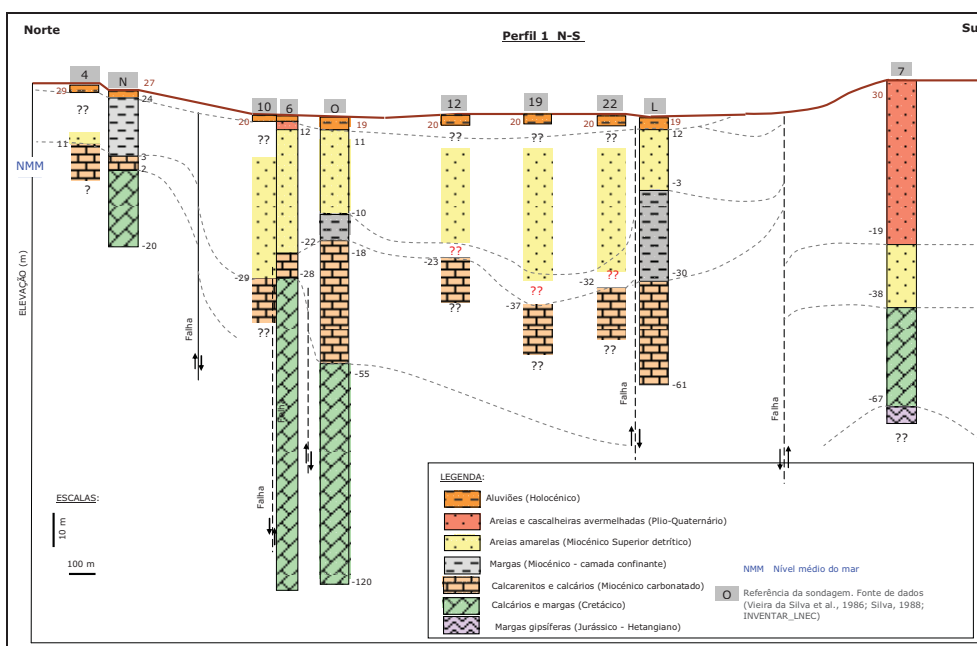


Figura A.6 – Perfil 1 N-S na Campina de Faro

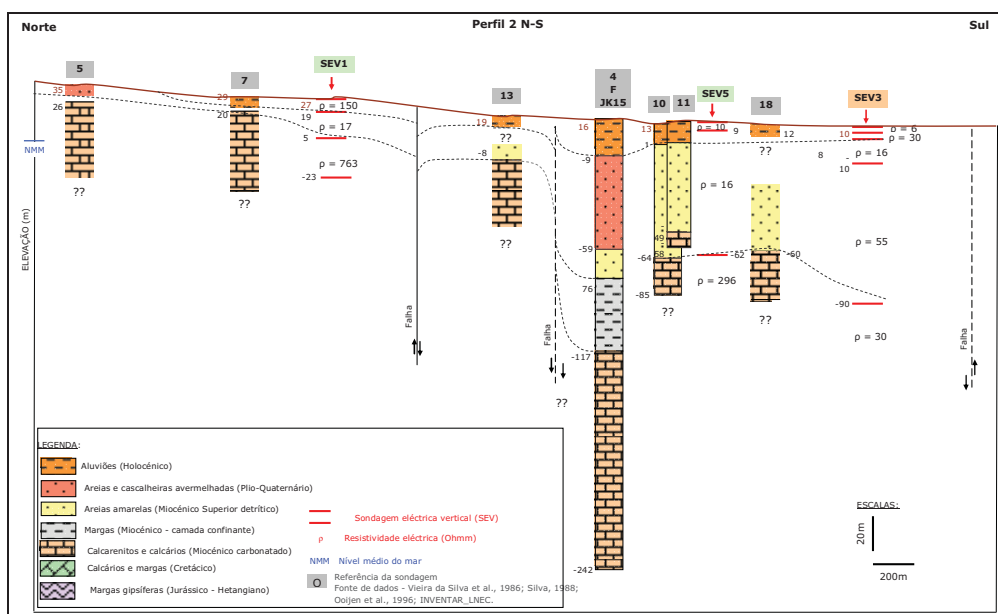


Figura A.7 – Perfil 2 N-S na Campina de Faro

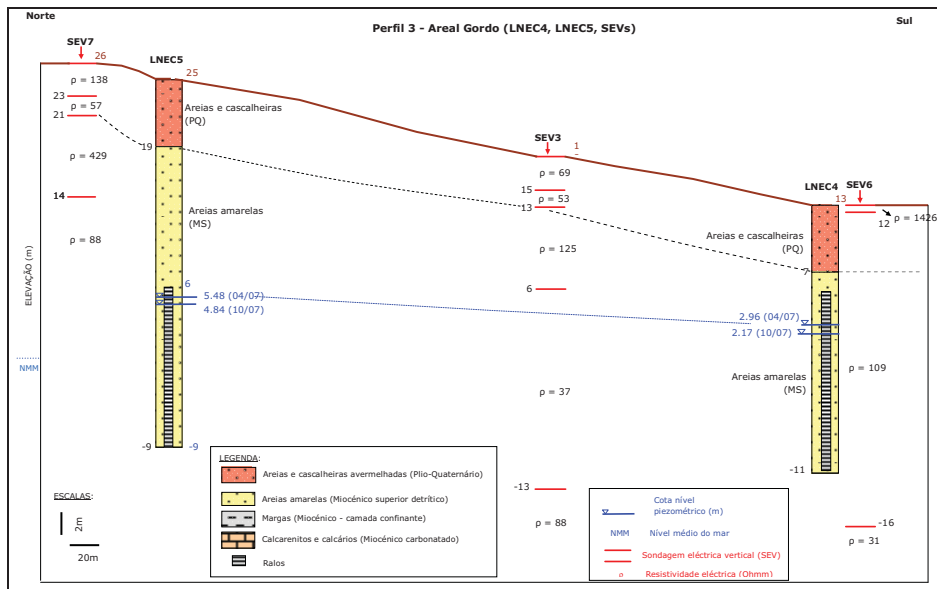


Figura A.8 – Perfil 3 no Areal Gordo

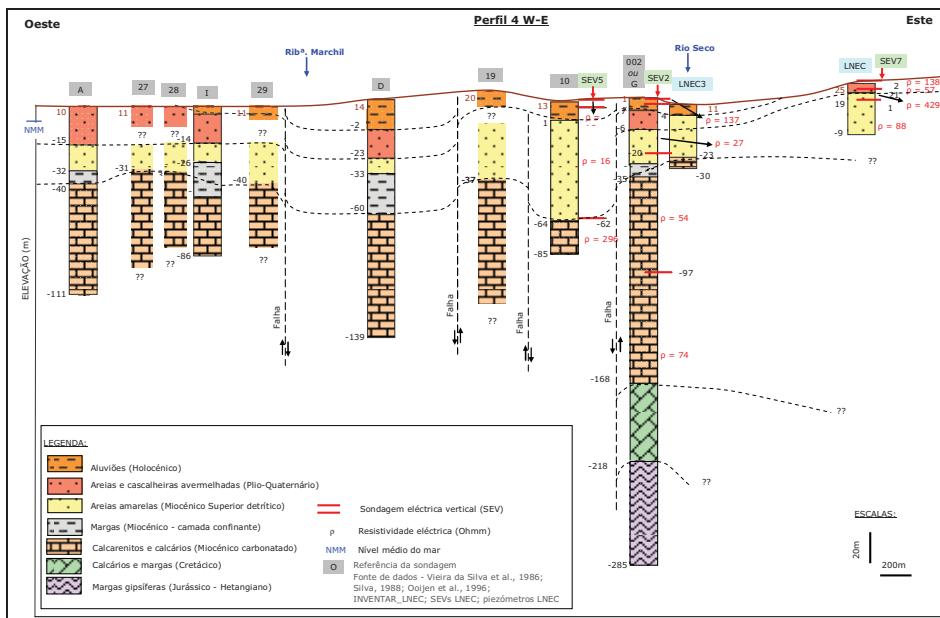


Figura A.9 – Perfil 4 E-W na Campina de Faro

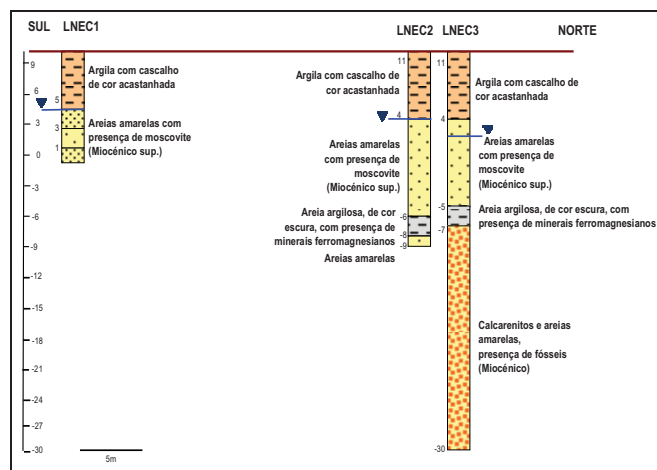


Figura A.10 – Colunas litológicas dos piezómetros LNEC1, LNEC2 e LNEC3 de Carreiros

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).

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

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^f_0 = 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 (L^2/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 K_{xx}^* ou $K1m^{**}$ | K_{11} ou K_1^m | 10^{-4} m/s |
| Condutividade K_{yy}^* ou $K2m^{**}$ | K_{22} ou K_2^m | 10^{-4} m/s |
| Condutividade K_{zz}^* 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 isotermas 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.

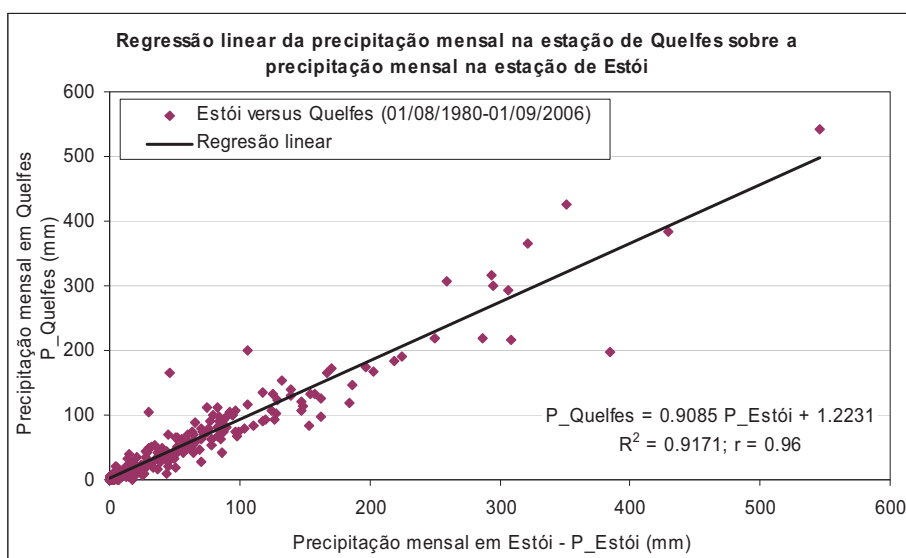


Figura A.11 - Regressão linear entre a precipitação mensal na estação udométrica de Quelfes e a estação udométrica de Estói

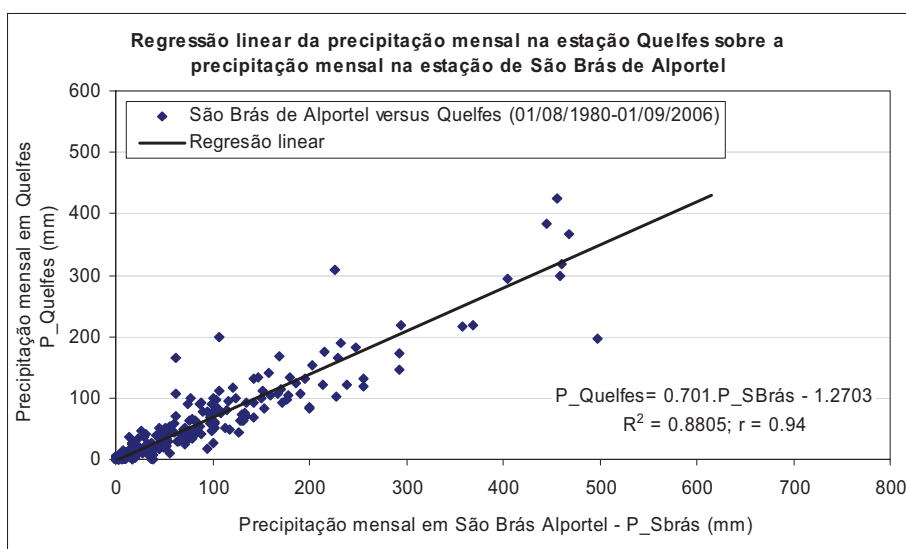


Figura A.12 - Regressão linear entre a precipitação mensal na estação udométrica de Quelfes e a estação udométrica de São Brás de Alportel

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×P - 13,794 | 0,96 |
| 211 Vt | 139,00 | 108,22 | R = 0,5647×P - 35,927 | 0,90 |
| 133 Vt | 196,00 | 159,30 | R = 0,5287×P - 20,522 | 0,99 |
| 133 Vt(fe) | 196,00 | 159,30 | R = 0,5287×P - 20,522 | 0,99 |
| 242 Vt | 197,00 | 153,51 | R = 0,6058×P - 29,129 | 0,95 |
| 242 Vt(fe) | 197,00 | 153,51 | R = 0,6058×P - 29,129 | 0,95 |
| 242 Vt+Et | 199,00 | 154,67 | R = 0,6423×P - 32,681 | 0,94 |
| 133 Vt+Et | 206,00 | 166,37 | R = 0,569×P - 23,004 | 0,99 |
| 211 Rgc | 261,00 | 232,62 | R = 0,8146×P - 33,953 | 0,94 |
| 211 Rg | 311,00 | 274,39 | R = 0,872×P - 31,731 | 0,96 |
| 321 Rgc | 328,00 | 261,27 | R = 0,9576×P - 42,13 | 0,98 |
| 242 Rgc | 335,00 | 293,95 | R = 0,8602×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.

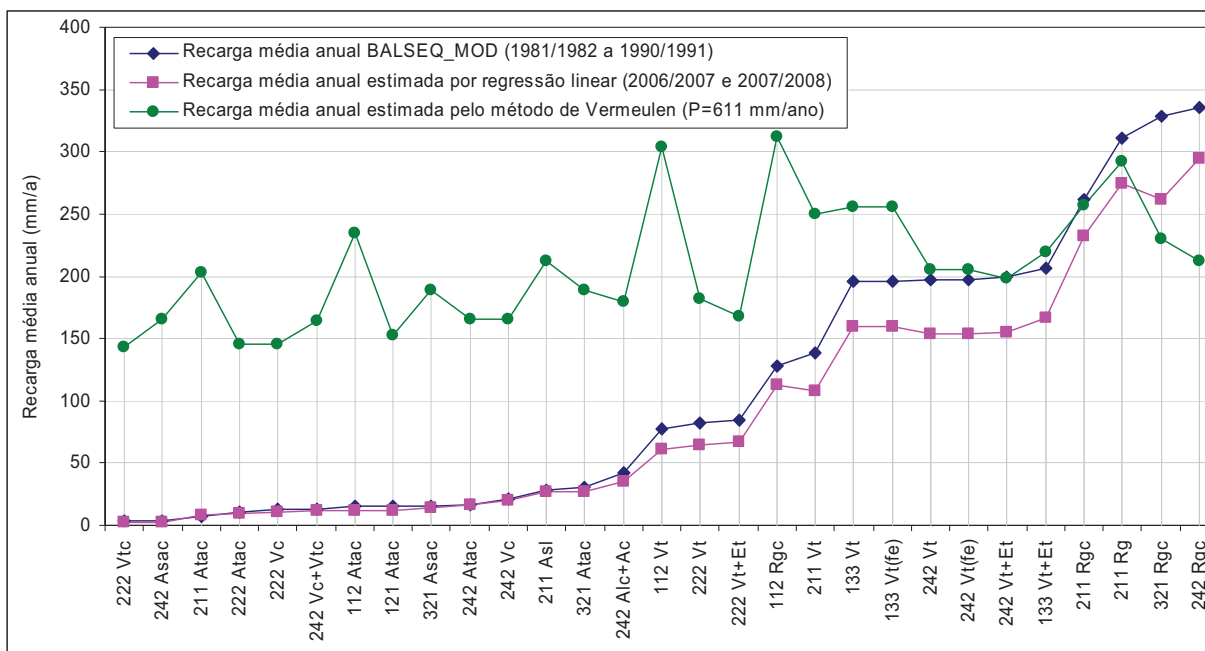


Figura A.13 - Valores de recarga determinados: a) pelo BALSEQ_MOD; b) por regressão linear com a precipitação e c) determinados pelo Método de Vermeulen, para cada classe de tipo e ocupação do solo na área de estudo

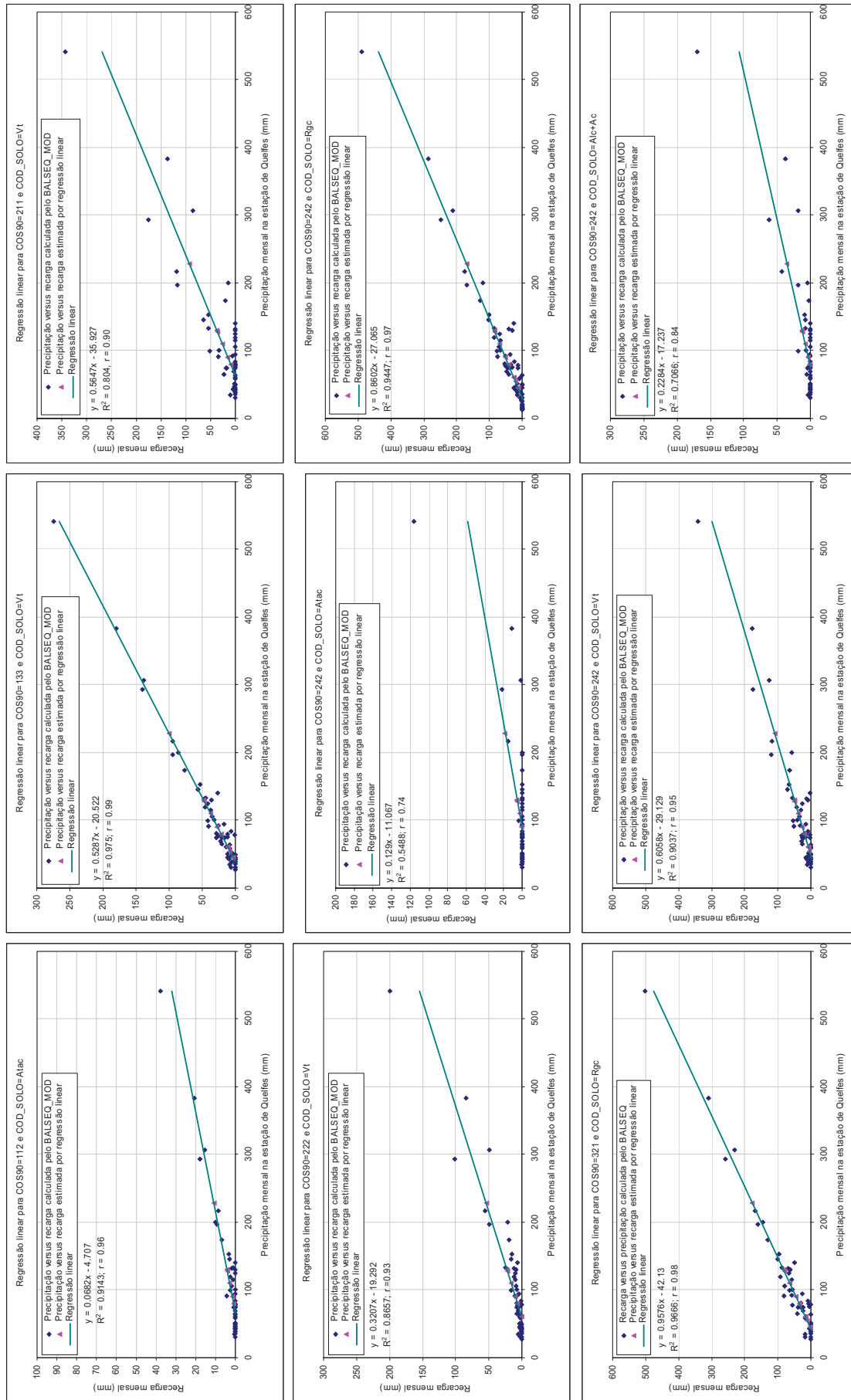


Figura A.14 - Alguns exemplos das regressões lineares e coeficientes de correlação calculados para a correlação entre a precipitação e a recarga calculada pelo BALSEQ_MOD

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 | 0.00 | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| 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 | |
| | 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 | 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 | |
| | 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 | |
| | MAYO | 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 | |
| | 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 | |
| | 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 | |
| | 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 | |
| | 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 | 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 | 100.08 | 100.08 | 100.08 | 109.05 | 109.05 | 113.82 | 106.78 | 151.86 | 167.18 | 176.31 | 169.14 | 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 | 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 |
| | FEVEREIRO | 59.50 | 0.00 | 0.00 | 8.02 | 10.94 | 10.94 | 10.94 | 6.92 | 6.92 | 5.53 | 10.85 | 14.52 | 20.15 | 14.85 | 24.12 | 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 | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | AGOSTO | 45.20 | 0.00 | 0.00 | 2.78 | 3.38 | 3.38 | 3.38 | 0.00 | 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 | 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 | 50.69 |
| | NOVEMBRO | 54.60 | 0.00 | 0.00 | 6.22 | 8.35 | 8.35 | 8.35 | 3.95 | 3.95 | 2.39 | 8.06 | 10.53 | 15.88 | 10.16 | 19.90 | 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 | 41.32 |
| | JANEIRO | 44.80 | 0.00 | 0.00 | 2.63 | 3.16 | 3.16 | 3.16 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 2.49 | 2.54 | 7.34 | 0.77 | 11.47 | 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 | 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 | 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 | 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 | 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 |
| | 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 |
| | 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 |
| | 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 | 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 | 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* (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)

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.

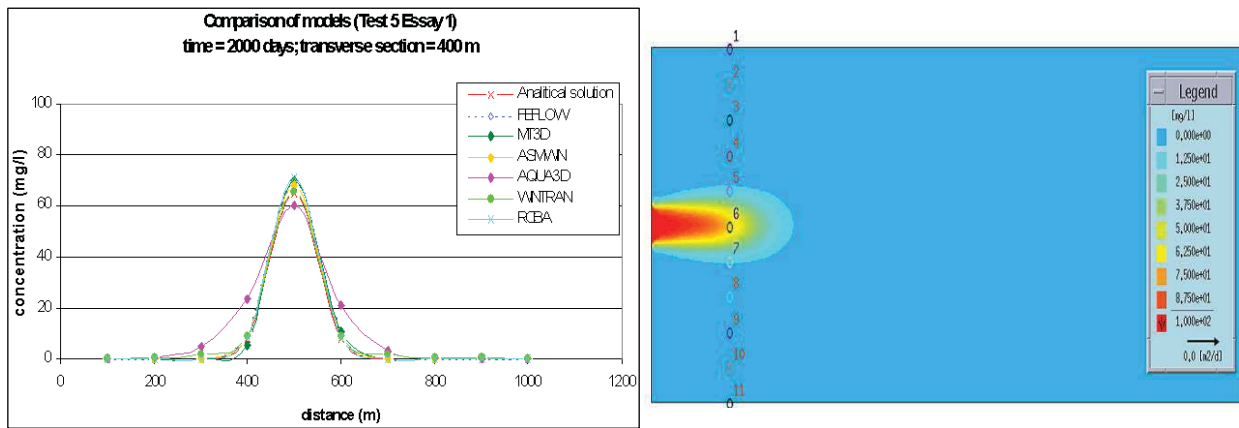


Figura A.15 – Exemplo de aplicação de uma solução de *benchmark* que permitiu quantificar o critério de precisão utilizado para a selecção dos modelos matemáticos de transporte de poluentes com o *Decision Lab 2000* (a). Resultado da solução obtida no modelo FEFLOW, exemplo de injeção pontual de poluente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

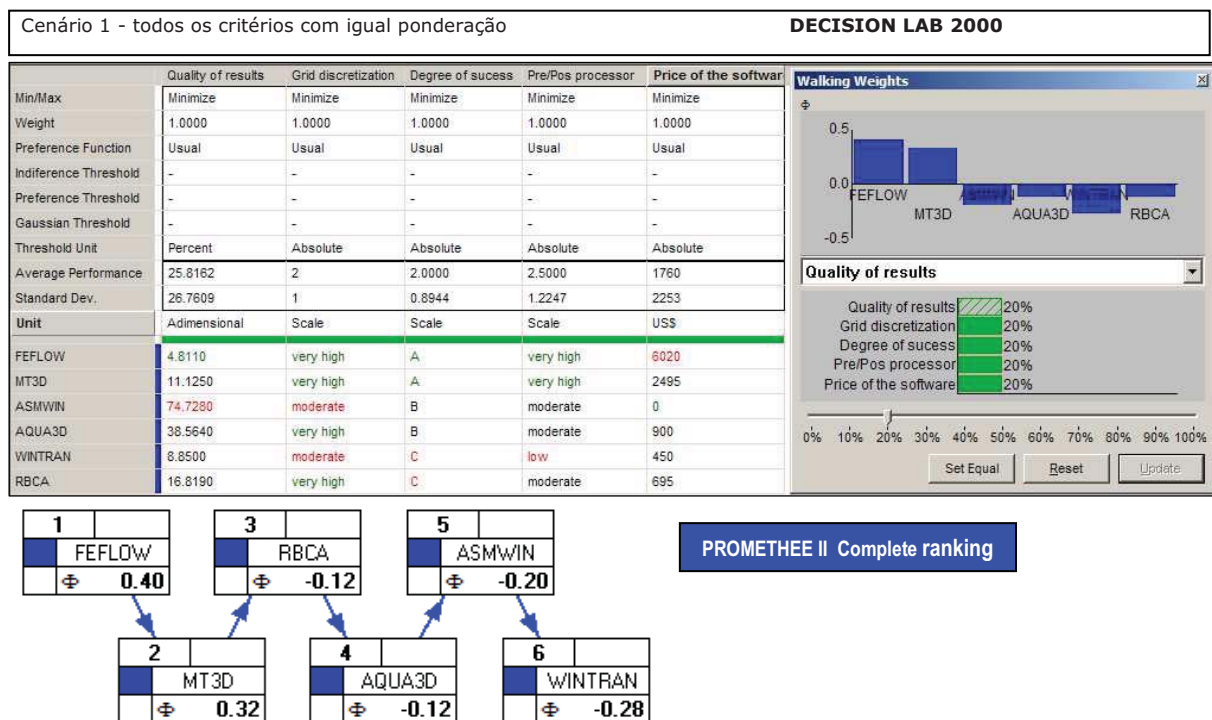


Figura A.16 – Exemplo do *layout* do programa do *Decision Lab 2000* resultante da análise multicritério para a selecção de modelos matemáticos de transporte de poluentes realizada no Projecto MANPORIVERS

