

Patrocinadores



Comissão Organizadora:

Manuela Simões (CEAS/APRH, CICEGE, FCT/UNL)

Manuel M. Oliveira (CEAS/APRH, LNEC)

Maria do Rosário Carvalho (CEAS/APRH, FC/UL)

José Paulo Monteiro (CEAS/APRH, UAig)

Albino Medeiros (CEAS/APRH, FCT/UNL)

Pedro Coelho (DCEA, FCT/UNL)

Apoio técnico e de secretariado:

Conceição Martins (APRH)

André Cardoso (APRH)

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas
Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013

LIVRO DE RESUMOS do 9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013

Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa



LIVRO DE RESUMOS



9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013
Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Patrocinadores



9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Os resumos estão organizados por ordem de apresentação.

Texto elaborado a partir da reprodução dos originais submetidos pelos autores, a quem cabe a responsabilidade dos conteúdos.

Paginação:

André Cardoso

Fotografia da capa:

Jorge Martinez, 2010 (poço situado nas Terras da Costa).

Comissão Editorial:

Manuela Simões

Manuel M. Oliveira

Maria do Rosário Carvalho

José Paulo Monteiro

Albino Medeiros

Editado por:

APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

a/c LNEC - Av. do Brasil, 101 - 1700-066 LISBOA

Tel. 21 844 34 28

E-mail: aprh@aprh.pt

URL da APRH: <http://www.aprh.pt>

URL do 9º Seminário sobre Águas Subterrâneas: <http://www.aprh.pt/9sas/>

ISBN: 978-989-8509-07-9

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

ÍNDICE

COMUNICAÇÕES	1
SÍNTESE DO ESTUDO DA RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO CONCELHO DE ALMADA.....	3
EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA ZONA ENVOLVENTE AO COMPLEXO QUÍMICO DE ESTARREJA. PERSPETIVAS FUTURAS.....	7
CARACTERIZAÇÃO ISOTÓPICA ($\delta^{18}\text{O}$ E $\delta^2\text{H}$) DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS DA VÁRZEA DA NAZARÉ: RESULTADOS PRELIMINARES	11
USO DA ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIAS CONJUNTAS PARA A AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR PESTICIDAS NO AQUÍFERO ALUVIONAR DO TEJO.....	14
ABORDAGEM GERAL SOBRE A HIDROGEOLOGIA NAS TERRAS DA COSTA DE CAPARICA	18
CARACTERÍSTICAS HIDROQUÍMICAS E HIDRODINÂMICAS DO AQUÍFERO SUPERFICIAL DA PLANÍCIE ARENOSA DA COSTA DE CAPARICA.....	22
CONSEQUÊNCIAS DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS CONTINUADAS EM SOLOS. CASO DE ESTUDO NAS TERRAS DA COSTA DE CAPARICA	26
ANÁLISE DA CONTRIBUIÇÃO DAS FONTES POLUENTES PARA A CARGA TOTAL DE NITRATOS E FOSFATOS QUE AFLUEM À LAGOA DE MELIDES POR TRANSPORTE SUBTERRÂNEO	30
PANORAMA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO LAGUNAR DO SUL DO BRASIL.....	32
O AQUÍFERO ALUVIONAR DA FOZ DO RIO BERO, NAMIBE, ANGOLA.....	36
CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA LAGOA MANGUEIRA - REGIÃO SUL DO BRASIL.....	40
METODOLOGIA PARA CARTOGRAFAR ÁGUAS SALGADAS E SALOBRAS APRISIONADAS EM FORMAÇÕES GEOLÓGICAS NA BEIRA, MOÇAMBIQUE	44
PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E LIMITAÇÕES HIDROGEOLÓGICAS DO AQUÍFERO CRETÁCICO INFERIOR DA REGIÃO DE LISBOA PARA O SEU APROVEITAMENTO COMO RECURSO GEOTÉRMICO DE BAIXA ENTALPIA	47
APROVEITAMENTO HIDROAGRÍCOLA DE CELA – UM EXEMPLO DE GESTÃO DE ÁGUAS PARA REGA	49
METODOLOGIA PARA DELIMITAR PERÍMETROS DE PROTEÇÃO DE CAPTAÇÕES DE ÁGUA SUBTERRÂNEA: APLICAÇÃO AO AQUÍFERO MIOPLIOCÉNICO DO TEJO	53

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

PLANO ESPECÍFICO DE GESTÃO DA ÁGUA (PEGA) NA ÁREA CRÍTICA DO ALGARVE – CONTRIBUTOS PARA A SUA ELABORAÇÃO.....	57
VARIABILIDADE CLIMÁTICA, RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS E ECOSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	61
ARTIFICIAL RECHARGE OF PHREATIC AQUIFERS VIA SURFACE INFILTRATION WITHIN THE FRAMEWORK OF THE WARBO PROJECT	65
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: ESTUDO DE ALGUNS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	69
CONTAMINAÇÃO DO SOLO E DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM AEROPORTOS: ORIGEM E RISCO POTENCIAL.....	73
CARACTERIZAÇÃO E MODELAÇÃO NUMÉRICA DO FLUXO DO AQUÍFERO DE OURÉM	77
RÁCIO DE FIBONACCI NA VARIAÇÃO TEMPORAL DE PIEZOMETRIA.....	81
MODELAÇÃO DA DESCARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DOS AQUÍFEROS DE ABUFEIRA-RIBEIRA DE QUARTEIRA E DE QUARTEIRA (ALGARVE, PORTUGAL).....	82
QUANTIFICAÇÃO E MODELAÇÃO DAS RELAÇÕES RIO-AQUÍFERO NO SISTEMA AQUÍFERO DE SINES	86
ESTUDO DA INTERACÇÃO ÁGUA SUBTERRÂNEA/ÁGUA SUPERFICIAL NOS SISTEMAS ASSOCIADOS À LAGOA DE ABUFEIRA, EM PERÍODO DE BARRA ABERTA.	90
SELAGEM DE FUIROS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. A EXPERIÊNCIA NA AGRICULTURA	94
PALESTRAS	95
AGUAS SUBTERRÂNEAS E ENGENHARIA: UMA PERSPECTIVA GLOBAL	97
DOS ENSAIOS DE AQUÍFERO AOS MODELOS DE SIMULAÇÃO DE FLUXO: ALGUMAS CONSIDERAÇÕES E EXEMPLOS	101
ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO DAS TERRAS DA COSTA, CAPARICA	103
AVALIAÇÃO DA REPRESENTATIVIDADE DE REDES DE MONITORIZAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	107
UMA EXPERIÊNCIA DE INVESTIGAÇÃO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: ADAPTAÇÃO A UM MUNDO EM MUDANÇA	110
AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E O ABASTECIMENTO DE ÁGUA A LISBOA NO SÉCULO XX.....	114
AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NOS PLANOS DE GESTÃO DAS REGIÕES HIDROGRÁFICAS. PRESENTE E FUTURO: ALGUMAS REFLEXÕES.....	118

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

MENSAGEM DA COMISSÃO ORGANIZADORA

É apanágio da Comissão Especializada de Águas Subterrâneas (CEAS) da Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH) zelar pela perpetuação do recurso hídrico na sua face subterrânea, tal como as condições naturais o revelam, de modo que a ação do homem nele não se manifeste de forma negativa, promovendo encontros técnicos e científicos para impulsionar o debate e troca de experiências sobre o estado do conhecimento e a investigação desenvolvida na caracterização, proteção e gestão da água subterrânea.

Sem a designação de seminário dedicado às águas subterrâneas foram lançados 3 encontros com esta filosofia, cingidos a temas relacionados com os aspectos quantitativos e qualitativos das águas subterrâneas, em Portugal, e preocupações ambientais (1991, 1993 e 1996). Com esta designação, surge pela primeira vez em 1997 e desde então passou a ser conhecido e instituído como tal, de modo que, em 2007, um associado da APRH, participante no seminário, propôs que se lhe atribuisse um número de ordem para melhor o identificar e ao mesmo tempo regularizar a sua ocorrência. A comissão organizadora da altura decidiu também fixar a data, ficando o compromisso assumido, em 2009, no 7º seminário, de promover a sua realização a cada biénio na primeira semana do mês de março, uma vez que o encontro não tinha data definida, tendo oscilado a duração entre 2 a 3 dias, nos meses de janeiro, fevereiro, maio e dezembro. E para o aproximar dos intervenientes foi também quebrada a tradição de o realizar nas instalações do LNEC, onde está sediada a APRH, realizando-se o 8º seminário no Campo Grande, na Faculdade de Ciências de Lisboa.

Dando continuidade, concretizando o compromisso assumido, fazendo jus à importância estratégica que a água subterrânea representa para o desenvolvimento socioeconómico e preservação dos ecossistemas naturais, num ambiente físico e humano em crescente mudança, realizou-se o 9º seminário sobre águas subterrâneas, desta feita, no Campus de Caparica, na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Consciente da importância que os participantes, patrocinios e entidade acolhedora representam para a sua concretização e sucesso, é com reconhecida retribuição que a comissão organizadora deixa, a todos, um muitíssimo obrigado.

A Comissão Organizadora

Manuela Simões, CEAS/APRH, CICEGE, FCT/UNL

Manuel M. Oliveira, CEAS/APRH, LNEC

Albino Medeiros, CEAS/APRH, FCT/UNL

Maria do Rosário Carvalho, CEAS/APRH, FC/UL

José Paulo Monteiro, CEAS/APRH, FCT/UAlg

Pedro Coelho, DCEA-FCT/UNL

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa



COMUNICAÇÕES

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

SÍNTESE DO ESTUDO DA RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO CONCELHO DE ALMADA

Catarina G. CARIA¹, Manuel M. OLIVEIRA², Catarina R. SILVA³

¹ cgameirocaria@gmail.com

² Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Tel.: 218 443 436, moliveira@lnec.pt

³ Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, Centro de Geologia, Ed. C6, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, csilva@fc.ul.pt

RESUMO

O estudo presente refere-se à estimativa da recarga natural de águas subterrâneas na área abrangida pelo concelho de Almada. A recarga foi estimada através do modelo BALSEQ_MOD de balanço hídrico sequencial diário ao nível do solo.

O balanço baseou-se no período de referência entre 1981-10-01 e 2011-09-30 com base nas séries de precipitação do Monte da Caparica e de evapotranspiração determinada com base nos registos da estação de Lisboa Geofísico. Os parâmetros necessários à corrida do modelo foram determinados com base nos mapas de solos e de ocupação do solo.

Os resultados obtidos permitiram estimar a recarga média no concelho de Almada em 77 mm/ano, o que corresponde a cerca de 11% da precipitação ocorrida na área do concelho.

Palavras-chave: recarga, águas subterrâneas, BALSEQ_MOD, balanço hídrico, Almada.

ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

O enquadramento geológico é feito com base em PAIS *et al.* (2006).

O concelho de Almada pode ser dividido em duas zonas distintas, considerando a idade e características das formações presentes.

A zona norte é constituída por formações miocénicas, desde as Areolas de Estefânia às Areolas de Cabo Ruivo e Areolas de Braço de Prata indiferenciadas. Estas formações são na sua maioria compostas por níveis arenos-argilosos, com intercalações de bancadas calcárias ou calco-areníticas e ainda de níveis argilosos. São estas formações que materializam a arriba fósil da Costa da Caparica.

Toda a zona sul e oeste é ocupada por formações de idade pliocénica, plio-pleistocénica e quaternária, as quais se sobrepõem às formações miocénicas. A Formação de Santa Marta, constituída por conglomerados pouco espessos e areias fluviais, representa o Pliocénico. O Conglomerado de Belverde, de idade plio-pleistocénica, é constituído por clastos de quartzo, quartzito, sílex e rochas ígneas, entre outras, numa matriz arenosa. O Holocénico é representado por areias de duna, areias de praia, depósitos de vertente e aluviões e/ou aterros.

Hidrogeologicamente a área de interesse localiza-se na Bacia Terciária do Baixo Tejo, pertencendo ao sistema aquífero Margem Esquerda. De acordo com ALMEIDA *et al.* (2000) e PAIS *et al.* (2006), na Península de Setúbal o sistema aquífero da Margem Esquerda é constituído por um aquífero superior livre, instalado nas camadas do topo do Pliocénico e depósitos detríticos recentes, sobrejacente a um aquífero confinado, multicamada, suportado pelas camadas inferiores do Pliocénico e as camadas areníticas, calco-areníticas e margosas do Miocénico médio e superior. Inferiormente, separado por espessas formações margosas, ocorre outro aquífero confinado, multicamada, suportado por formações margo-calcárias da base do Miocénico.

PROCESSOS DO BALANÇO HÍDRICO

O cálculo da recarga aquífera natural no concelho de Almada foi realizado através do modelo numérico BALSEQ_MOD de balanço hídrico sequencial diário a nível do solo, desenvolvido no LNEC e apresentado em Oliveira (2004). Este modelo, que atualiza o modelo BALSEQ (Lobo Ferreira, 1981), consiste na aplicação de uma formulação de base, onde são considerados parâmetros físicos do solo e climáticos, de modo a executar um balanço ao nível do solo.

Este programa permite determinar a infiltração profunda ocorrida, assumindo-se que esta é um indicador da recarga natural, ou seja, considera-se que toda a água que percola através da base do solo corresponde à água de recarga. O modelo calcula sucessivamente os seguintes processos do balanço hídrico: infiltração superficial, evapotranspiração real, variação do armazenamento da água no solo e infiltração profunda (Figura 1). A recarga é dada pela seguinte equação (Oliveira, 2004):

$$R = I_p = P - E_{ps} - ETR - \Delta A_l = I_s - ETR - \Delta A_l$$

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

(R – Recarga; I_p – Infiltração Profunda; P – Precipitação; E_{ps} – Escoamento direto superficial; ETR – Evapotranspiração Real; ΔA_1 – Variação do armazenamento da água no solo; I_s – Infiltração superficial)

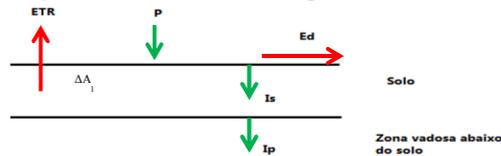


Figura 1 – Variáveis do balanço hídrico ao nível do solo (adaptado de Caria, 2012)

A infiltração superficial consiste na água que entra no solo, quer seja resultante de precipitação ou de escoamento superficial. Esta variável é dependente dos valores diários de precipitação, do material do solo, da capacidade de campo (cc), do ponto de emurchecimento permanente (wp) e do teor de humidade do solo.

A evapotranspiração real consiste no processo através do qual a água transita do estado líquido a gasoso, regressando diretamente, ou através das plantas, à atmosfera. A determinação desta variável tem por base a evapotranspiração de referência, a variação de armazenamento de água no solo e o tipo de ocupação do solo, de acordo com a seguinte expressão proposta por Allen *et al.* (1998):

$$ETR = (K_a \times K_{cb} + K_e) \times ETo$$

(K_a - Coeficiente de stress hídrico; K_e - Coeficiente de evaporação do solo; ETo – Evapotranspiração de referência)

A expressão anterior refere-se à aplicação do coeficiente cultural dual, ou seja, considera-se separadamente a transpiração das plantas e a evaporação a partir do solo.

A variação do armazenamento de água no solo consiste na diferença de água existente no solo no final e no início de um determinado período. O seu cálculo é feito com base na seguinte equação, cujas variáveis integrantes são os processos modelados pelo BALSEQ_MOD (Oliveira, 2004):

$$\Delta A_1 = I_s - (I_p + ETR)$$

A infiltração profunda corresponde ao processo pelo qual a água penetra na zona saturada, aumentando o volume acumulado anteriormente. Este processo ocorre quando é superada a capacidade de campo (cc) da zona vadosa abaixo do solo. Depende da porosidade (n) e da condutividade hidráulica saturada (K_s).

CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS DO BALANÇO HÍDRICO

Precipitação

A série de precipitação utilizada foi a da estação climatológica do Monte da Caparica, do Instituto da Água (INAG). Esta estação apresenta registos diários desde 1985-05-01 até à atualidade, com várias lacunas, correspondendo a de maior expressão a um período de 4 anos. O preenchimento das lacunas foi feito com base na correlação linear entre os dados desta estação e a do Instituto Geofísico Infante D. Luiz (IGIDL), escolhida por apresentar maior número de valores para períodos homólogos com valores em falta na estação do INAG e por ser a estação com maior proximidade e influência sobre a área em estudo. A reta de correlação (Figura 2) tem equação $P_{MC(mm/d)} = 0,8682.P_{IGDL(mm/d)} + 0,1989$, com valor correlativo de $r^2=0.8251$. No caso de $P_{IGDL} = 0$ mm considerou-se igualmente que $P_{MC} = 0$ mm.

Evapotranspiração de Referência

A evapotranspiração de referência (ETo) é um dado de entrada necessário à corrida do modelo BALSEQ_MOD, permitindo determinar os valores de evapotranspiração real. Consiste, segundo Allen *et al.* (1998), na evapotranspiração que ocorre numa superfície padrão, designadamente uma cultura de referência hipotética, com uma altura de 0,12 m, uma resistência superficial fixa de 70 s.m^{-1} e um albedo de 0,23.

O cálculo da ETo foi realizado através da equação de Penman-Monteith da FAO (Allen *et al.*, 1998).

Para o cálculo da equação de Penman-Monteith, recolheram-se os valores de temperatura mensal máxima média (°C), temperatura mensal mínima média (°C), temperatura mensal média diária às 9 horas (°C), velocidade do vento mensal média (m/s), humidade relativa mensal média medida às 9 horas (%) e insolação mensal média (horas/dia) relativos à estação Lisboa Geofísico, retirados do sítio da Internet do Instituto Superior de Agronomia http://agricultura.isa.utl.pt/agribase_temp/solos/. Os dados disponíveis apresentam uma lacuna no parâmetro de velocidade do vento entre Abril e Outubro de 1966 e apenas dizem respeito a um período compreendido entre Janeiro de 1958 e Dezembro de 1988, apresentando apenas sete anos em comum com a série de precipitação, sendo por isso necessário (1) colmatar as lacunas existentes e (2) determinar os valores para o restante período, ou seja, até Setembro de 2011.

Para a colmatação das lacunas foi realizada uma relação de regressão linear para cada mês, de Abril a Outubro, com dados de velocidade do vento da estação Lisboa Geofísico e da estação Cabo Ruivo (retirado do ISA). Para completar a série até Setembro 2011 calculou-se a ETo para os dados disponíveis (Janeiro de 1958 a Dezembro de 1988) e correlacionou-se com os dados de temperatura e vento disponíveis para o mesmo período. Verificou-se a existência de uma boa correlação com os dados de temperatura, representada na Figura 3, com equação $ETo_{(mm/d)} = 0,383.T_{\text{média}(^{\circ}\text{C})} - 2,798$, pelo que esta correlação foi utilizada para estimar a ETo a partir dos valores de temperatura disponibilizados em www.wunderground.com.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

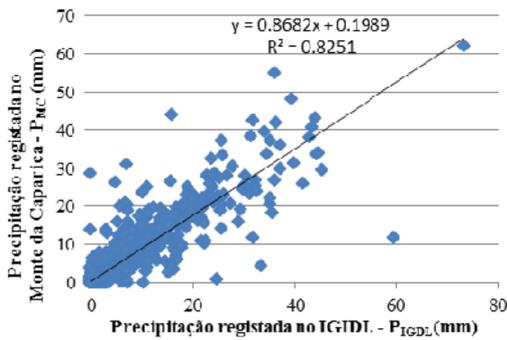


Figura 2 - Relação entre a precipitação registada nas estações consideradas (adaptado de Caria, 2012)

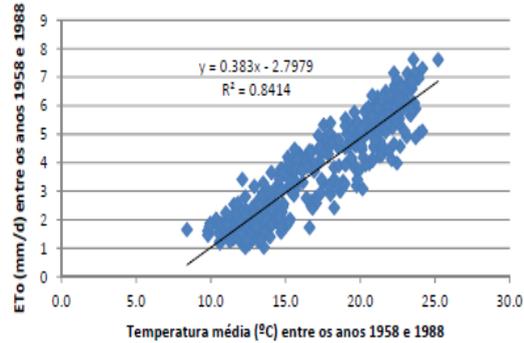


Figura 3 - Relação entre a evapotranspiração de referência mensal e a temperatura mensal (adaptado de Caria, 2012)

Parâmetros do balanço hídrico

Os parâmetros necessários à corrida do modelo foram caracterizados com base na Carta de Ocupação do Solo [COS'90], à escala 1:25000, da autoria do Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG) e da Carta de Solos de Portugal, à escala 1:25000, do Instituto de Hidráulica, Engenharia Rural e Ambiente (IHERA), tendo esta informação sido fornecida pela Câmara Municipal de Almada.

A forma de fazer a atribuição dos parâmetros em função da cartografia pode ser consultada em Oliveira (2004), ou, de uma forma mais sintética, em Oliveira (2011). Os procedimentos e tabelas com os valores utilizados para a aplicação ao concelho de Almada são apresentados em Caria (2012). Ao todo caracterizaram-se 5 parâmetros dependentes do solo e 40 parâmetros dependentes da ocupação do solo.

RESULTADOS E CONCLUSÕES

A corrida do modelo BALSEQ_MOD permitiu obter valores para os processos de evapotranspiração real (ETR), escoamento direto (ED) e de recarga (REC). Os resultados obtidos podem ser vistos com detalhe em Caria (2012). A Figura 4 mostra, por tipo de ocupação do solo, os valores máximos e médios encontrados para cada um dos processos referidos na área em estudo; a Figura 5 sintetiza a distribuição dos valores de recarga; e as Figuras 6 e 7 representam respetivamente a distribuição espacial dos valores de recarga anual média e a proporção da recarga face ao processo de precipitação.

A recarga natural média anual ocorrida no concelho de Almada foi estimada em 77 mm/ano, representando cerca de 5,4 hm³/ano de água de recarga natural gerada dentro dos limites do concelho. Este valor corresponde a cerca de 11 % da precipitação anual média que ocorre na bacia. Os resultados obtidos e a Figura 6 mostram que a recarga anual média varia localmente entre 0 e 318 mm/ano (representando um intervalo de 0 a 50 % da precipitação -Figura 7), demonstrando a Figura 5 que predominam os valores de recarga média até 50 mm/ano.

As zonas representadas a cinzento nas Figuras 6 e 7 são aquelas para as quais não foi possível calcular a recarga por se desconhecer os solos aí presentes, numa área que representa 23% da área total do concelho. Ao valor de recarga anual média anteriormente calculado haveria que acrescentar a recarga que pudesse ocorrer nestas áreas, embora parte da zona ocupada pelas praias e dunas adjacentes não pudesse contribuir para a disponibilidade hídrica subterrânea do concelho, uma vez que se situa junto ao mar, que constitui uma zona de descarga do sistema aquífero.

Em termos de exploração do recurso hídrico subterrâneo, o volume de águas subterrâneas disponível para extração prevê-se superior ao valor de recarga anual média uma vez que o limite E do concelho de Almada se insere próximo de uma das zonas de descarga do grande sistema aquífero da Margem Esquerda, recebendo portanto contribuições de escoamento subterrâneo proveniente de fora dos limites do concelho.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

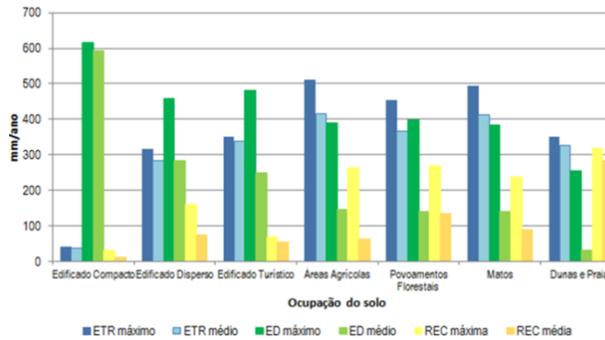


Figura 4—Distribuição por tipo de ocupação do solo dos valores máximos e médios de ETR, Ed e REC (adaptado de Caria, 2012)

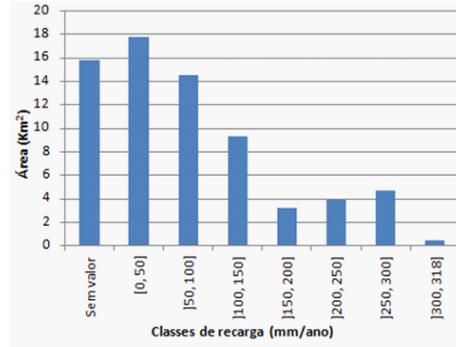


Figura 5—Distribuição da área do concelho em função da recarga estimada (adaptado de Caria, 2012)

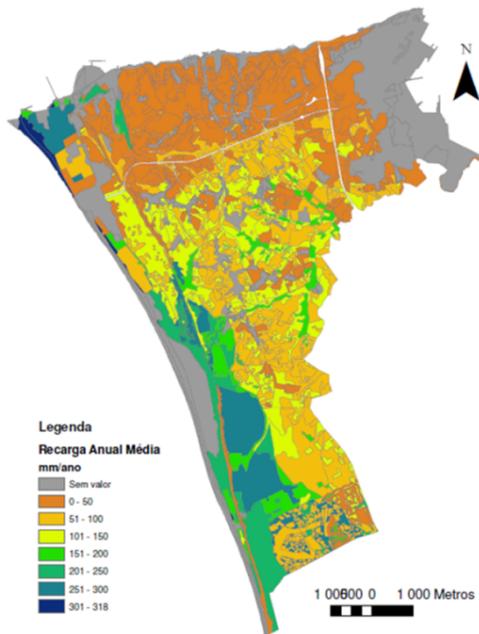


Figura 6 - Recarga anual média estimada no concelho de Almada entre 1981-10-01 e 2011-09-30 (adaptado de Caria, 2012)

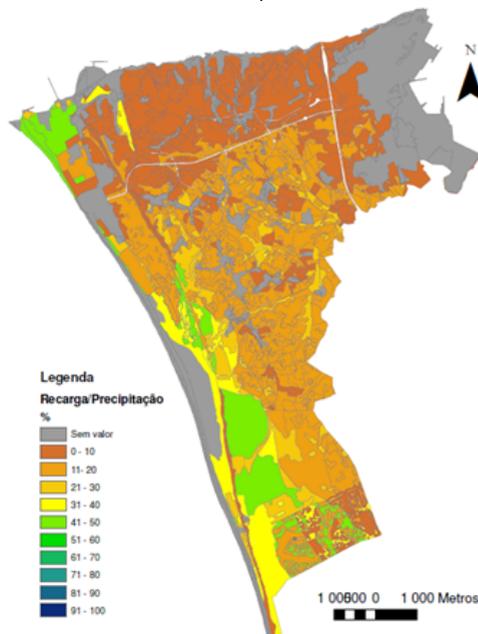


Figura 7 - Relação entre recarga anual média estimada no concelho de Almada e a precipitação anual média entre 1981-10-01 e 2011-09-30. (adaptado de Caria, 2012)

BIBLIOGRAFIA

- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998) – “Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements”, FAO, Irrigation and Drainage Paper, nr. 56.
- Almeida, C.; Mendonça, J.J.L.; Jesus, M.R.; Gomes, A.J. (2000) – “Sistemas Aquíferos de Portugal Continental”, Centro de Geologia e Instituto da Água.
- Caria, C.G. (2012) – “Estudo da Recarga de Águas Subterrâneas do Concelho de Almada”. Dissertação apresentada ao Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Geologia Aplicada.
- 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). Também: 1982, Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Memória N° 582.
- Oliveira, M.M. (2004) – “Recarga de águas subterrâneas: Métodos de avaliação”. Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia), Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, 440 pp., 2004. Também: Teses e Programas de Investigação - TPI 42, ISBN 972-49-2093-3, Editora LNEC, 2006.
- Oliveira, M.M. (2011) – “Conceptualização do processo de recarga e do balanço hídrico de sistemas aquíferos no planeamento de recursos hídricos por sub-bacias hidrográficas”. 8º Seminário Sobre Águas Subterrâneas, Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências de Lisboa, Lisboa.
- Pais, J.; Moniz, C.; Cabral, J.; Cardoso, J.L.; Legoinha, P.; Machado, S.; Morais, M.A.; Lourenço, C.; Ribeiro, M.L.; Henriques, P.; Falé, P. (2006) – “Carta Geológica de Portugal na Escala 1:50000. Notícia Explicativa da Folha 34-D”(Lisboa). Serviços Geológicos Portugal, Lisboa

EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA ZONA ENVOLVENTE AO COMPLEXO QUÍMICO DE ESTARREJA. PERSPETIVAS FUTURAS

Teresa E. LEITÃO¹, João Paulo LOBO FERREIRA², Tiago MARTINS³

¹ Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal, 218 443 802, tleitao@lnec.pt

² Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, 218 443 609, lferreira@lnec.pt

³ Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal, 218 443 561, tmartins@lnec.pt

RESUMO

No âmbito de um trabalho elaborado pelo Núcleo de Águas Subterrâneas do LNEC para a ARH Centro intitulado "Modelação Qualitativa e Quantitativa em Aquíferos da Região Hidrográfica do Centro" foi caracterizada a qualidade da massa de águas subterrâneas do Quaternário de Aveiro, em termos do seu estado químico global bem como uma caracterização detalhada da evolução da qualidade das águas na área envolvente do Complexo Químico de Estarreja (CQE) e perspetivas futuras. Neste artigo apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos.

O objetivo subjacente a esta análise foi obter a informação necessária para compreender a evolução da qualidade das águas subterrâneas nas últimas décadas junto ao CQE e, assim, dispor da informação de base para poder efetuar a modelação do transporte de solutos com o modelo MODFLOW (apresentada em Martins *et al.*, 2011). Esta ferramenta de gestão permitiu não só compreender a evolução passada, mas também simular cenários de evolução futura que permitem melhor gerir o sistema.

Palavras-chave: águas subterrâneas; poluição industrial; CQE; evolução.

ENQUADRAMENTO

Os resultados das atividades antrópicas associadas ao CQE (cf. Fig. 1 com a síntese do tipo de resíduos associados) continuam a constituir motivo de preocupação para a qualidade das águas subterrâneas deste aquífero, mantendo o apresentado em diversos trabalhos anteriores (Ferreira da Silva, 1989, Barradas, 1992, Ferreira, 1995, Leitão, 1997, Ordens, 2007). Neste documento apresenta-se uma análise evolutiva da qualidade com base em todos os dados disponíveis, alertando para a necessidade de prosseguir a análise da evolução da qualidade após a grande intervenção de remoção de resíduos sólidos, efetuada em 2004/05 (Fig. 1). Esta intervenção consistiu no encapsulamento dos resíduos e materiais contaminados resultantes da atividade industrial do CQE e a deposição numa estrutura nova localizada na área de deposição de resíduos de pirites. Os resíduos depositados foram de pirites, lamas de mercúrio, resíduos diversos da Cires, lamas de hidróxido de cálcio, bem como todos os solos subjacentes escavados até à profundidade de ocorrência do nível freático (ERASE, 2006). Os solos contaminados do leito e terrenos marginais das valas da Breja, São Filipe e Canedo de Veiros foram excluídos do projeto de remoção.

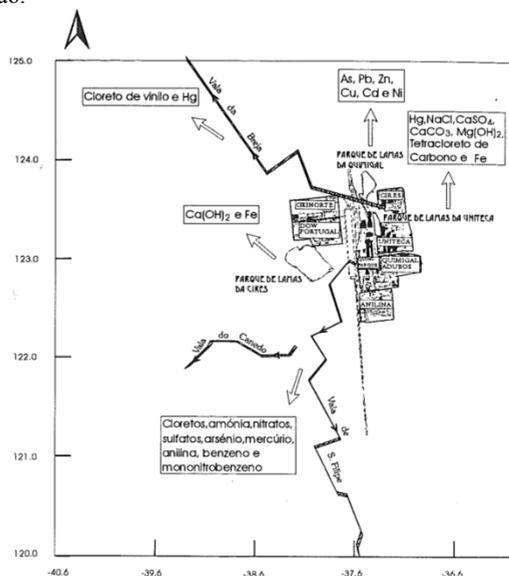


Fig. 1 - Localização esquemática das indústrias do Complexo Químico de Estarreja e respetivos parques de lamas, valas de efluentes e principais poluentes delas provenientes (Leitão, 1997)

AVALIAÇÃO DO ESTADO QUÍMICO DA MASSA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO QUATERNÁRIO DE AVEIRO

A avaliação do estado químico (EQ) desta massa de água foi efetuada para o período de 2007 a 2010, com base na informação de 22 pontos de água onde foram efetuadas 153 análises químicas entre 12-03-2007 e 28-04-2010. Quinze dos pontos referidos pertencem à rede de nitratos das zonas vulneráveis de Estarreja-Murtosa e do Litoral Centro, nos casos em que se encontram na MAS do Quaternário de Aveiro, e os restantes pertencem à rede de qualidade da ARH Centro (cf. Fig. 2). A Fig. 2 apresenta uma projeção das diversas redes de pontos de água com informação da qualidade química, bem como com outros pontos inventariados e com *logs*, neste último caso apenas para a área de Estarreja onde se desenvolveu o modelo de escoamento e de transporte de massa.

Com base no critério dos limiares de qualidade (LQ) ou das normas de qualidade (NQ), e de acordo com o esquema definido no Anexo VII, 2.5 do DL n.º 77/2006, a avaliação do estado químico foi efetuada, para cada ponto de monitorização, através do cálculo dos valores médios de nove parâmetros e da sua comparação com as NQ e limiares definidos em INAG (2005). Para o conjunto de análises químicas fornecidas pela ARH Centro não havia informação para os seguintes quatro, dos 13, elementos: mercúrio, tricloroetileno, tetracloroetileno e pesticidas. A Fig. 2 apresenta o mapa com a síntese da avaliação do estado químico da massa de águas subterrâneas do Quaternário de Aveiro, com o parâmetro responsável pelo EQ medíocre de cada ponto.

A comparação entre os resultados dos valores médios por ponto de monitorização permite concluir que há 13 pontos de monitorização, dos 22 analisados, que apresentam valores médios que excedem os limiares de qualidade das águas subterrâneas.

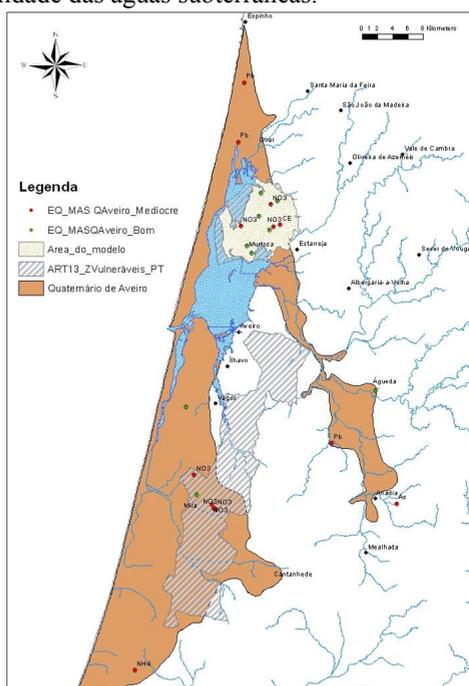


Fig. 2 - Mapa do estado químico da massa de águas subterrâneas do Quaternário de Aveiro, de acordo com o esquema definido no Anexo VII, 2.5 do DL n.º 77/2006

A análise do critério relativo à percentagem da área ponderada em que as normas de qualidade ambiental ou os limiares são ou não excedidos numa massa de águas subterrâneas em 20%, mostra que para o parâmetro NO₃- com valor médio superior ao respetivo limiar, é excedido mais que 20% da área afetada (7 de 22 pontos, i.e. 31,8%), e que o parâmetro Pb é excedido em 42,9% (3 de 7 pontos) da área. No caso do Pb, o escasso número de análises químicas revela informação insuficiente para considerar de confiança a avaliação efetuada, podendo conduzir a uma rápida alteração desta análise em face de novos dados. Importa aumentar o número de análises químicas deste elemento e dos restantes quatro referidos como estando em falta para todos os pontos. Os resultados finais da avaliação efetuada permitem verificar que esta massa se encontra em estado medíocre causada pelo parâmetro NO₃-.

ANÁLISE DA EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA MASSA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO QUATERNÁRIO DE AVEIRO, NA ZONA ENVOLVENTE DO CQE

Esta análise foi realizada com base na informação disponibilizada pela ARH do Centro (rede WISE, rede nitratos e dados SNIRH), a que se juntaram os dados de trabalhos desenvolvidos na área, nomeadamente Leitão (1997) e Ordens (2007).

Os resultados foram organizados de forma a poder analisar as diferenças ocorridas para a qualidade das águas numa década, pelo que se apresentam nas figuras os dados anteriores a 1995 e após 2005 (cf Fig. 3e Fig. 4).

Pese embora o facto de os pontos de observação não serem os mesmos verifica-se, na maioria das situações, uma ligeira migração para SW, da ordem de algumas centenas de metros, do foco de maior concentração dos elementos. Este será, pelo menos, o caso do Cl, SO₄, As e Zn.

Em relação à concentração em nitratos, a informação disponível é bastante mais vasta, permitindo uma análise mais detalhada. A Fig. 4 mostra uma clara variação sazonal da qualidade, mantendo-se no presente elevadas concentrações, responsáveis pela declaração da zona vulnerável de Estarreja - Murtosa.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

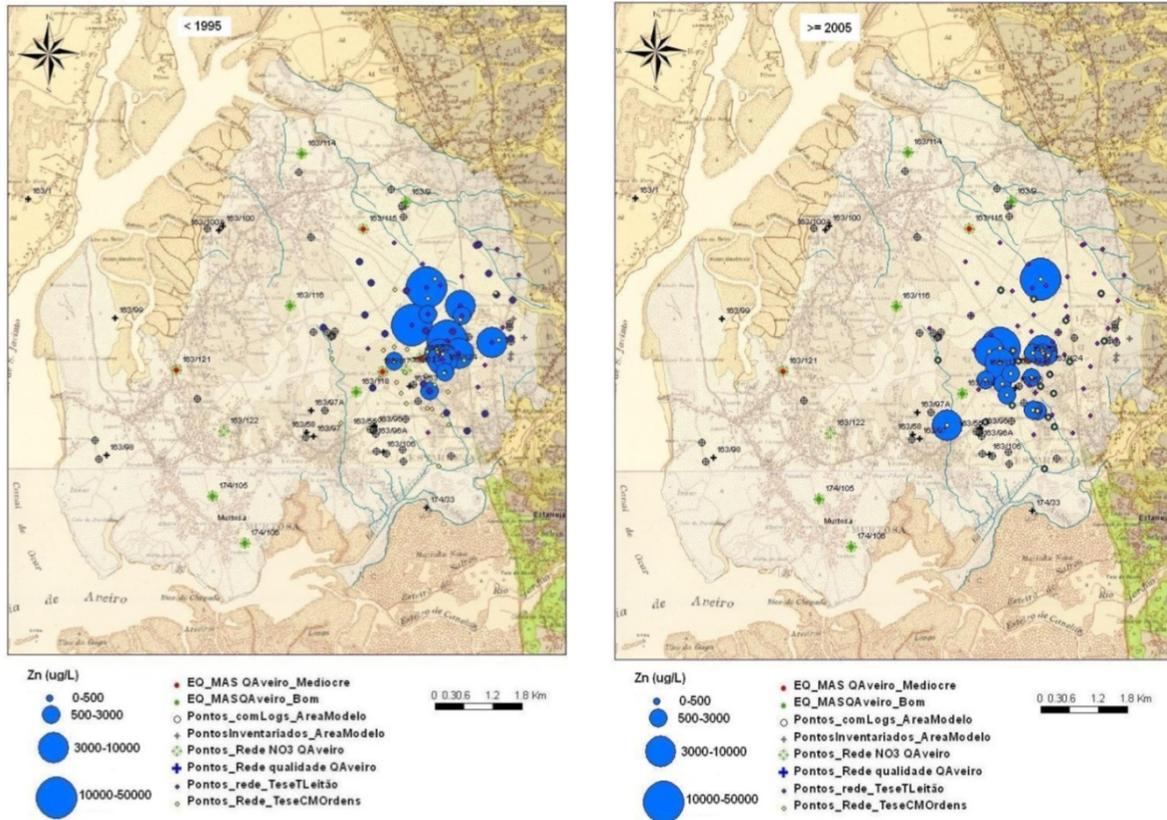


Fig. 3 - Evolução da concentração em zinco no aquífero Quaternário de Aveiro, área do CQE

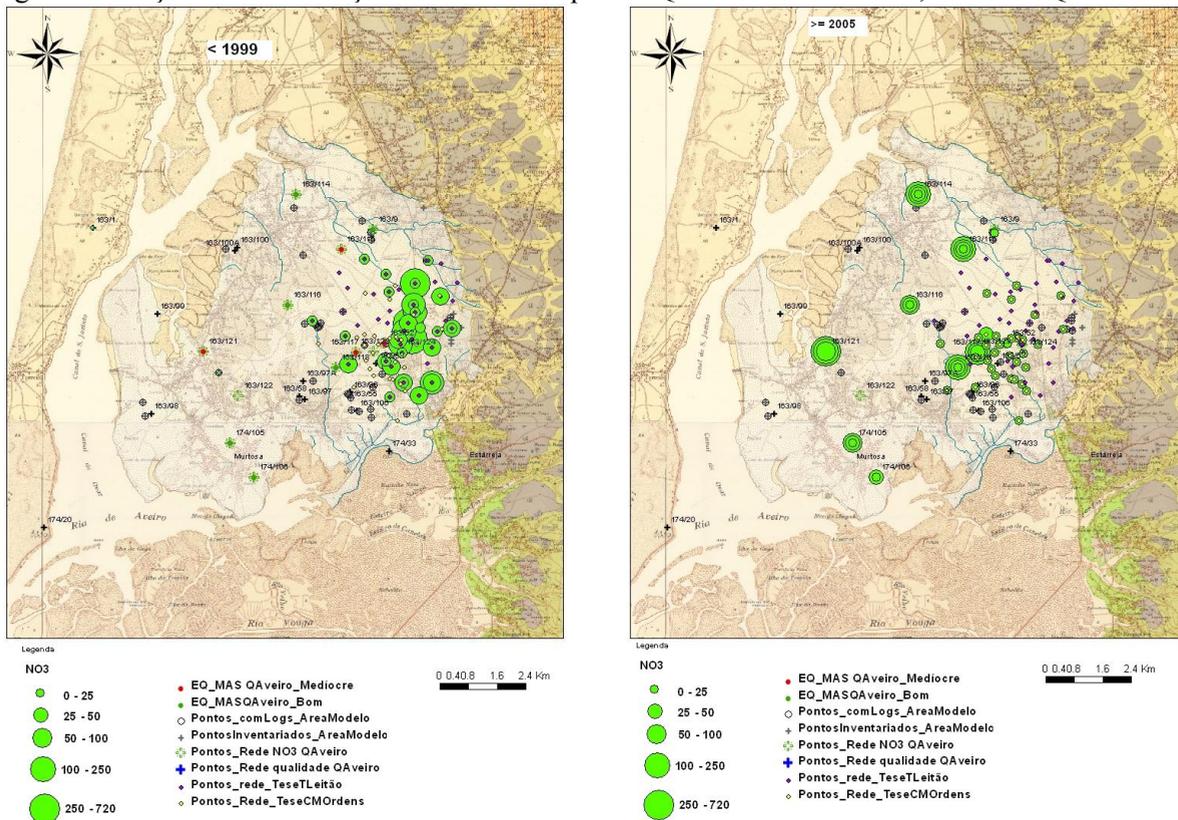


Fig. 4 - Evolução da concentração em nitratos no aquífero Quaternário de Aveiro, área do CQE

Para compreender a evolução da qualidade das águas subterrâneas nas últimas décadas junto ao CQE bem como simular cenários de evolução futura foi feita uma análise da propagação de partículas com o modelo

MODFLOW visando perceber qual a tempo de deslocação de uma partícula de densidade padrão. Os resultados permitiram confirmar a deslocação dos contaminantes, ainda que ligeira, para SW. Esta pequena deslocação é facilmente observada na Fig. 5 em que a distância média aproximada pelo conjunto de partículas é de aproximadamente 1400 m (com um valor máximo de 1600 m e um valor mínimo de 930 m) para um período de 3650 dias (10 anos), o que se coaduna com a progressão da concentração de contaminantes observada na última década, de NE para SW.

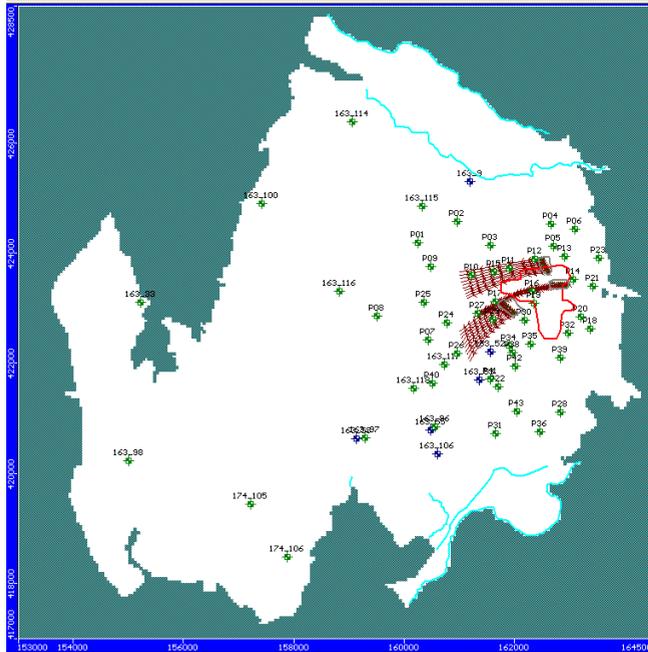


Fig. 5 - Propagação das partículas no espaço temporal de 10 anos

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A análise efetuada permitiu verificar que a manutenção, durante 10 anos, das concentrações químicas da maioria dos elementos nas águas subterrâneas se deve ao facto das principais pressões ligadas ao CQE terem persistido (à data das últimas medições, i.e. 2005). De facto, para o caso dos nitratos cujas pressões são essencialmente sazonais, observam-se oscilações claras da sua concentração nas águas subterrâneas, evidenciando a capacidade de diluição induzida pela água de recarga.

Nesse contexto, e atendendo à existência de um conjunto de situações novas (aterro de resíduos industriais do CQE construído em 2004/05; novos dados da qualidade das águas subterrâneas na zona do CQE com informação desde 2005), recomenda-se prosseguir este trabalho, analisando a melhoria de qualidade das águas subterrâneas conseguida em seis anos e utilizando o modelo matemático calibrado do LNEC como ferramenta para simular essa evolução.

Por outro lado, deveria ser analisado o tempo de recuperação da qualidade das águas subterrâneas do aquífero num cenário onde não fosse realizada mais nenhuma intervenção, aferindo se é aceitável e propondo as medidas necessárias. Esses cenários futuros seriam corridos a partir de 2005, em regime transitório e para condições diferentes de precipitação e evapotranspiração considerados no cálculo da recarga, para simular o tempo necessário para o decréscimo dos elementos químicos principais após a remoção de resíduos para aterro.

Em termos de precaução, seria ainda vantajoso determinar as variações do fluxo normal do sistema em caso de subida acentuada do prisma de maré dentro da ria e tempo de permanência de possíveis contaminantes mobilizados nesse processo.

Bibliografia

- Barradas, J.J.M. (1992) – “Geoquímica de Elementos Maiores e Vestigiais em Amostras de Solos, Sedimentos de Valas e Águas Subterrâneas. Contribuição para a Caracterização Ambiental da Zona Envolvente ao Complexo de Estarreja. Aveiro”. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Aveiro, 204 pp.
- Ferreira da Silva, E.A. (1989) – “Impacte Ambiental de Elementos Maiores e Vestigiais no Aquífero Superficial de Estarreja: Caracterização da Zona Envolvente ao Complexo Químico”. Universidade de Aveiro, 107 pp.
- Ferreira, P. (1995) – “Hidrogeologia do Quaternário da Região Norte da Ria de Aveiro”. Dissertação de Mestrado. Univ. Aveiro.
- Leitão, T.E. (1997) – “Metodologias para a Reabilitação de Aquíferos Poluídos”. Tese de Doutoramento desenvolvida no LNEC e apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, publicada nas Teses e Programas de Investigação do LNEC, TPI 11, ISBN 972-49-1733-9, Lisboa, 493 pp.
- Martins, T., Henriques, M.J., Leitão, T., Oliveira, M.M. e Lobo Ferreira, J.P., 2011 - "Modelação Qualitativa e Quantitativa em Aquíferos da Região Hidrográfica do Centro - Relatório da Tarefa 4.5: Modelação Matemática dos Sistemas Aquíferos de Porosidade Intergranular do Quaternário de Aveiro e de Leirosa - Monte Real". Relatório 441/2011-NAS, 189 pp.
- Ordens, C.M.M. (2007) – “Estudo da Contaminação do Aquífero Superior da Região de Estarreja”. Dissertação de Mestrado.

CARACTERIZAÇÃO ISOTÓPICA ($\delta^{18}\text{O}$ E $\delta^2\text{H}$) DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS DA VÁRZEA DA NAZARÉ: RESULTADOS PRELIMINARES

Carla Caroça¹, M. Rosário Carvalho², M. C. R. Silva³

Departamento de Geologia, CeGUL, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, bolsa da Fundação da Ciência e Tecnologia, carlacaroca@sapo.pt

Departamento de Geologia, CeGUL, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, mdrcarvalho@fc.ul.pt

Departamento de Geologia, CeGUL, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, csilva@fc.ul.pt

RESUMO

Os recursos hídricos subterrâneos associados à Várzea estão directamente relacionados com a drenagem subterrânea efectuada para a depressão, formando o aquífero aluvionar da planície. Com o objectivo de compreender a interacção entre as águas superficiais e as águas subterrâneas, bem como identificar os processos de mistura, recorreu-se a metodologias de geoquímica isotópica, através da interpretação das razões isotópicas $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ nas águas do interior e dos bordos da Várzea da Nazaré.

A composição isotópica das águas de precipitação permitiu construir uma recta de correlação entre o conteúdo em $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ nas águas meteóricas da região representada pela equação $\delta^2\text{H} = 8,5 \times \delta^{18}\text{O} + 19,1$. Todas as águas mostram enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ em relação a esta recta. As relações entre $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, altitude do local, salinidade e concentrações de cloreto nas águas permitiram identificar diferentes processos de fraccionamento isotópico: mistura de águas; interacção água-rocha; mistura com a água do mar; lavagem de sedimentos da própria várzea e/ou introdução de poluentes.

Palavras-chave: Isótopos, origem da água, mistura, contaminação, Várzea da Nazaré

INTRODUÇÃO

A Várzea da Nazaré ou planície aluvial da Nazaré corresponde à depressão geomorfológica associada ao vale do Paúl da Cela e ao antigo estuário lagunar da Pederneira, na Estremadura Portuguesa, assoreada no século XVIII. Os sedimentos acumulados na depressão são de idade quaternária, representados por areias de duna e aluviões.

Os recursos hídricos subterrâneos associados à Várzea estão directamente relacionados com a drenagem subterrânea efectuada para a depressão, formando o aquífero aluvionar da planície. Este aquífero está ladeado pelo Sistema Aquífero das Caldas da Rainha – Nazaré (033), (Almeida *et al.*, 2000), por parte do Sistema de Aquífero de Alpedriz (019) (*ibidem*) e recebe, ainda, águas minerais, drenadas por fracturas associadas à tectónica diapírica das Caldas da Rainha a Sul, e das formações arenosas pliocénicas a Noroeste. Junto ao litoral e na zona SW da várzea a contaminação do aquífero é efectuada pela invasão da água do mar ao longo da costa e pelo actual estuário. As águas subterrâneas captadas em furos e poços são na sua maioria do tipo bicarbonatada cálcica, apresentando algumas fácies bicarbonatada magnésiana, cloretada sódica e sulfatada cálcica. As águas de nascente são cloretadas sódicas, à excepção de uma bicarbonatada magnésiana. A condutividade eléctrica apresenta variação espacial com aumento nítido para o litoral, desde 128,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ até 2803,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As águas estudadas apresentam grau de mineralização muito variado, algumas com valores de condutividade superiores a 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$; possuem concentrações de cloreto e de ião sulfato que ultrapassam 250 mg/L e nitratos com mais de 50 mg/L. A alcalinidade apresenta-se muito variável, com valor máximo de 383 mg/L (Caroça *et al.*, 2012).

A rede hidrográfica, actualmente, inadaptada à estrutura tectónica, é formada por pequenos rios de regime torrencial e atravessa os flancos do diapiro por gargantas que aproveitam alguns acidentes tectónicos.

A Várzea é conhecida como uma zona de grande actividade agrícola, onde são utilizados os recursos hídricos superficiais em detrimento dos subterrâneos, devido à falta de qualidade destes. As diferentes contribuições de água superficial e subterrânea, as características aluvionares (salobras/salgadas) do aquífero da várzea e a presença de forte actividade agrícola contribuem para a sua contaminação.

Com o objectivo de compreender a interacção entre as águas superficiais e as águas subterrâneas, bem como identificar os processos de mistura, recorreu-se a metodologias de geoquímica isotópica, através da interpretação das razões isotópicas $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ nas águas do interior e dos bordos da Várzea da Nazaré.

METODOLOGIA

Procedeu-se à amostragem de: águas subterrâneas em nascentes, poços e furos; de águas superficiais em lagoa, canais de rega, e rio; água de precipitação junto a três estações meteorológicas na região, Alfeizerão, Montes e Maiorga. As amostras foram recolhidas em frascos de vidro escuro, de 100ml, com tampa dupla. As razões $^2\text{H}/^1\text{H}$ e $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ foram determinadas na *Stable Isotopes and Instrumental Analysis Facility (SIIAF)* do Centro de Biologia Ambiental (CBA), da Universidade de Lisboa, por espectrometria de massa de fluxo contínuo (CF-IRMS). Os resultados são expressos na forma de $\delta\text{‰}$ vs V-SMOW para os conteúdos de oxigénio 18 (^{18}O) e de deutério (^2H). A precisão analítica é inferior a 0,1‰.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição isotópica das águas de precipitação permitiu construir uma recta de correlação entre o conteúdo em $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ nas águas meteoricas da região (**Fig. 1**) representada pela equação $\delta^2\text{H} = 8,5 \times \delta^{18}\text{O} + 19,1$. Com um declive quase paralelo à Recta Meteorica de Portugal Continental (Gomes *et al.*, 2001) e à Recta Meteorica Global (Craig, 1961), a Recta Local apresenta um desvio que reflete empobrecimento em $\delta^{18}\text{O}$. Este fraccionamento não seria de esperar atendendo à baixa altitude das estações e à sua proximidade ao mar, deve refletir pequenos efeitos na cinética de evaporação da água a partir do mar.

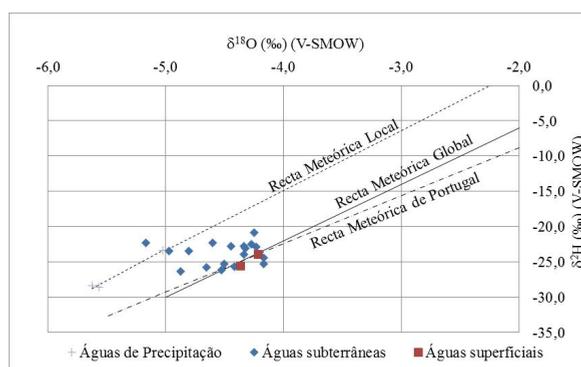


Fig. 1. Conteúdo em $\delta^2\text{H}$ (‰) e $\delta^{18}\text{O}$ (‰) de águas de precipitação na região da Nazaré – Alcobaça, de águas subterrâneas e superficiais; representação da Recta Meteorica Local, da Recta de Portugal Continental (Gomes *et al.*, 2001) e da Recta Meteorica Global (Craig, 1961).

As águas subterrâneas apresentam valores de $\delta^{18}\text{O}$ entre -5,2‰ e -4,2‰ e de $\delta^2\text{H}$ entre -26,4‰ e -22,3‰. O conteúdo isotópico das águas superficiais é de $\delta^{18}\text{O}$ entre -4,4‰ e -4,2‰ e de $\delta^2\text{H}$ entre -25,6‰ e -23,9‰. A projecção dos resultados analíticos num diagrama $\delta^{18}\text{O}$ (‰) vs $\delta^2\text{H}$ (‰) (**Fig. 1**) mostra enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ para todas as amostras, colocando-as entre a Recta Meteorica Local e a Recta Meteorica de Portugal Continental.

A projecção dos conteúdos das águas em $\delta^2\text{H}$ (‰) e $\delta^{18}\text{O}$ (‰), em função da altitude do local de amostragem (**Fig. 2**), indica a influência de outros processos de fraccionamento para além da simples variação de altitude, tais como: mistura de águas fora da área de influência das estações meteorológicas onde foi amostrada a precipitação; interacção água-rocha; mistura com a água do mar; lavagem de sedimentos da própria várzea; introdução de poluentes no sistema hídrico.

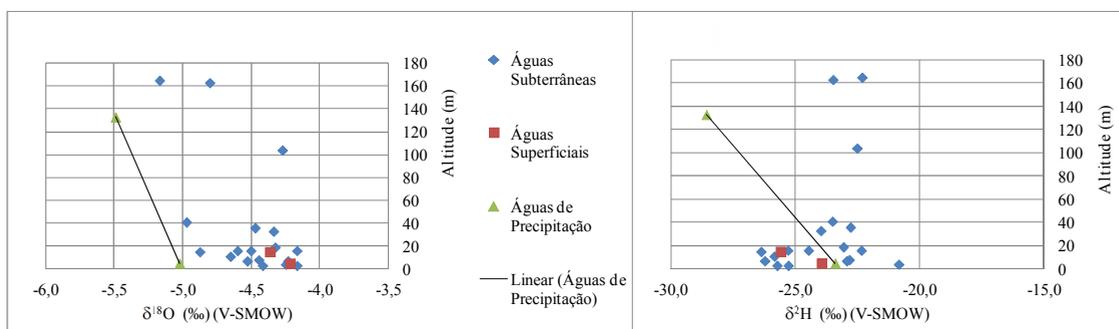


Fig. 2. Projecção dos conteúdos em $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ vs altitude do local de amostragem de águas de precipitação, de águas subterrâneas e de águas superficiais. A semirecta desenhada mostra a correlação esperada para as águas de precipitação.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

A lixiviação de rocha e a mistura com a água marinha provocam um aumento da mineralização da água e um enriquecimento em isótopos ^{18}O . A projecção das águas da Várzea da Nazaré num diagrama $\delta^{18}\text{O}$ (‰) vs salinidade (‰) (**Fig. 3a**) mostra que, na maioria das águas, o enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ não é acompanhado do mesmo modo pelo aumento de salinidade; apenas algumas amostras parecem ter uma fracção de mistura com a água do mar; poucas águas têm uma salinidade que deve resultar da lavagem de sais dos sedimentos do aquífero ou da introdução de poluentes. As mesmas águas representadas num diagrama $\delta^{18}\text{O}$ (‰) vs cloreto dissolvido (mg/L) (**Fig. 3b**) reforçam a ideia de que na maioria das águas o enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ pode resultar da interacção água-rocha.

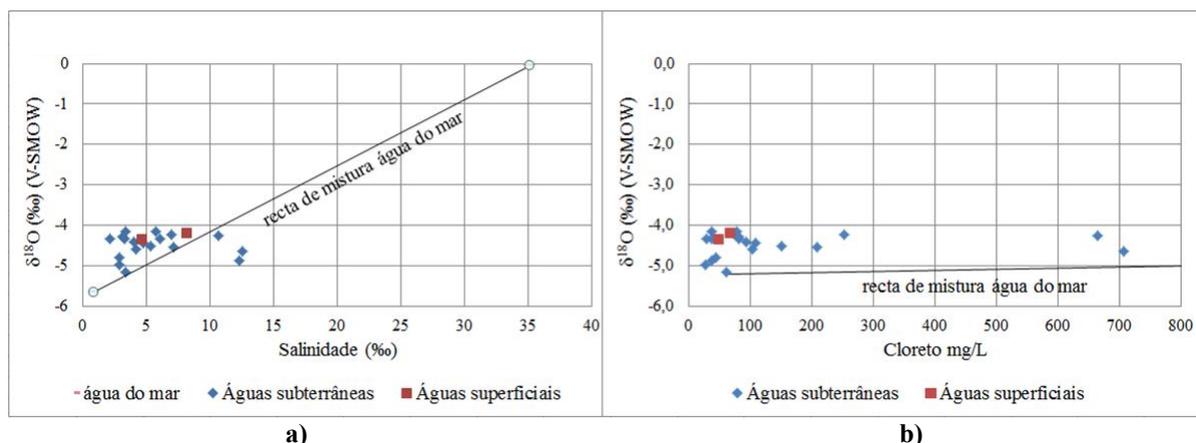


Fig. 3 - a) Conteúdo em $\delta^{18}\text{O}$ (‰) das águas em função da sua Salinidade (‰). **b)** Conteúdo em $\delta^{18}\text{O}$ (‰) das águas em função da sua concentração em Cloreto (mg/L).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As águas estudadas revelaram enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$ relativamente à Recta Meteorica Local. Num diagrama $\delta^{18}\text{O}$ vs $\delta^2\text{H}$, as águas subterrâneas são projectadas entre as Rectas Meteorica Local e Portugal Continental. Esta composição isotópica resulta da mistura de águas locais com águas provenientes de zonas exteriores à da influência das estações meteorológicas onde foi amostrada a precipitação, com percurso superficial ou subterrâneo.

Na maioria das águas, o enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ não é acompanhado do mesmo modo pelo aumento de salinidade, indicando da introdução de poluentes para além dos processos de interacção água-rocha. A ocorrência de mistura com águas salinas e/ou aerossóis é identificada em poucas amostras.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Fundação Ciência & Tecnologia (FCT) pelo apoio dado através da concessão de Bolsa de Doutoramento (SFRH/BD/70957/2010); à Associação dos Agricultores de Alcobaça pelo fornecimento dos dados meteorológicos e outras informações; à Câmara Municipal da Nazaré, à Junta de Freguesia de Valado de Frades e à Câmara Municipal de Alcobaça pelas facilidades concedidas e ajuda prestada nos trabalhos de amostragem de águas; à ARH Tejo pelas facilidades concedidas na consulta de elementos sobre captações de água subterrânea.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, C., MENDONÇA, J.J.L., JESUS, M.R., GOMES, A.J., 2000, Sistemas Aquíferos de Portugal Continental – Caldas da Rainha – Nazaré (033), INAG, Lisboa, pp.421-431.
- CAROÇA, C., SILVA, C. & CARVALHO, M.R., 2012, Caracterização química das Águas subterrâneas da várzea da Nazaré: resultados preliminares. 11º Congresso da Água, de 6 a 8 de Fevereiro de 2012, no Hotel Porto Palácio, Porto, APRH.
- CRAIG, H., 1961, Isotopic variations in meteoric waters. Science, New Series, Vol. 133, No. 3465 (May 26, 1961), American Association for the Advancement of Science, pp. 1702-1703.
- GOMES, S.; CARREIRA, P.M.; NUNES, D., 2001, Estudo do comportamento isotópico (^2H e ^{18}O) das águas de precipitação em Portugal Continental. In: Actas do VI Congresso de Geoquímica dos Países de Língua Portuguesa, XII Semana de Geoquímica, Faro, Portugal, pp. 542-545.

USO DA ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIAS CONJUNTAS PARA A AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR PESTICIDAS NO AQUÍFERO ALUVIONAR DO TEJO

Maria Paula MENDES¹, Emília SILVA², Luís RIBEIRO¹, Maria José CEREJEIRA²

1 Centro de Geossistemas (CVRM) - Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal, mpaulamendes@ist.utl.pt

2 Centro de Estudos de Engenharia Rural (CEER), Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, Portugal

RESUMO

O estudo foi realizado em áreas agrícolas situadas no sistema aquífero aluvionar do Tejo, em que as principais culturas eram o milho, a batata, a beterraba sacarina, o tomate e os legumes. O principal objectivo era estudar a ocorrência de pesticidas individuais e suas misturas.

O nível de censura dos dados foi acima dos 80% o que representa um problema sério para a estatística descritiva. Para superar este problema foi utilizada a Análise de Correspondência Conjuntas (ACC) para realização de uma análise exploratória de dados categóricos. A ACC pode fornecer informações sobre os possíveis padrões de associação entre as variáveis e a tendência temporal de indivíduos.

Das 126 amostras de água analisadas, 44% tinham valores acima do limite de detecção de pelo menos um dos compostos em estudo e destas 21% tinham os níveis de concentração superiores a $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$, valor da norma de qualidade das águas subterrâneas.

A atrazina foi o composto mais frequentemente detectado, estando presente em 9% das amostras de água, com níveis superiores a $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Os herbicidas alacloro, atrazina, etofumesato, metolacoloro, metribuzina e a desetilatraxina foram detectadas em conjunto, opondo-se à detecção dos insecticidas endossulfato e lindano. No entanto estes insecticidas não foram encontrados simultaneamente.

As associações observadas nos mapas de ACC, entre as variáveis furos e os períodos de amostragem, indicam quais são os furos que têm uma maior frequência de detecção de pesticidas e em que épocas.

A co-ocorrência de pesticidas nas amostras de água subterrânea demonstra a necessidade de serem realizados futuramente estudos que avaliem o risco ambiental de misturas de pesticidas.

Palavras-chave: Pesticidas, estatística multivariada, dados censurados, directiva das águas subterrâneas

INTRODUÇÃO

A Directiva das Águas Subterrâneas (CE 2006) estabelece critérios para a avaliação da qualidade da água subterrânea e valores limiares para poluentes ou grupos de poluentes, que representem um risco para as massas de água subterrânea. São também estabelecidos critérios destinados à identificação e à inversão de tendências significativas e persistentes para o aumento das concentrações de poluentes, e à definição dos pontos de partida para a inversão dessas tendências. Isto inclui requisitos e princípios de medição como os referidos no parágrafo do Anexo IV: “Para evitar distorções na identificação das tendências, todas as medições inferiores ao limite de quantificação serão fixadas em metade do valor do limite de quantificação mais elevado registado nas séries temporais, excepto no que diz respeito aos pesticidas totais”. Esta abordagem foi também recomendada pela Estratégia Comum Europeia de Aplicação da Directiva Quadro da Água (CIS 2009) para os dados censurados de nível médio ou baixo, porque a percepção geral é que estes dados são considerados de difícil utilização rotineira. Frequentemente, as substâncias activas dos pesticidas têm concentrações que estão abaixo ou próximas dos limiares considerados fiáveis para que possam ser relatadas como valores numéricos. Substituir valores censurados com zero ou por metade do limite de detecção (LD) pode dar estimativas da média e da variância enviesadas e pode resultar em resultados enganadores, especialmente se a frequência de detecção é inferior a 80%. Métodos de substituição, máxima verosimilhança, regressão de estatísticas de ordem, e técnicas não paramétricas são utilizados para a estatística descritiva de dados ambientais com valores abaixo do limite de detecção (<LD). Contudo, o grau de censura altera a qualidade dos resultados dos mesmos. Não obstante, quando temos um nível de censura elevado, ainda dispomos de informação dada pelos percentis, podendo ser a relação entre as variáveis determinada através de tabelas de contingência.

O estudo foi realizado no norte do sistema aquífero das Aluviões do Tejo, em áreas agrícolas em que as principais culturas eram o milho, a batata, a beterraba sacarina, o tomate e os legumes. Um total de 126 amostras de água foram recolhidos a partir de 18 furos na área de estudo (ver Fig. 1.), sendo 15 para irrigação e três para o abastecimento público, com profundidades a variar entre os 15 e os 60 m. A amostragem foi realizada em

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Agosto de 2004, Março a Outubro de 2005, e Abril a Setembro de 2006, sendo estes os principais períodos das práticas agrícolas, tanto em termos de aplicação de pesticidas como de irrigação.

O objectivo deste estudo é compreender a relação entre os pesticidas encontrados nas amostras de água subterrânea (semelhanças e dissimilaridades) e avaliar a tendência temporal dos mesmos, num caso de estudo em que as observações estão severamente censuradas à esquerda. Para tal foi utilizada uma variante da Análise de Correspondências Múltiplas (ACM) – a Análise de Correspondência Conjuntas (ACC).

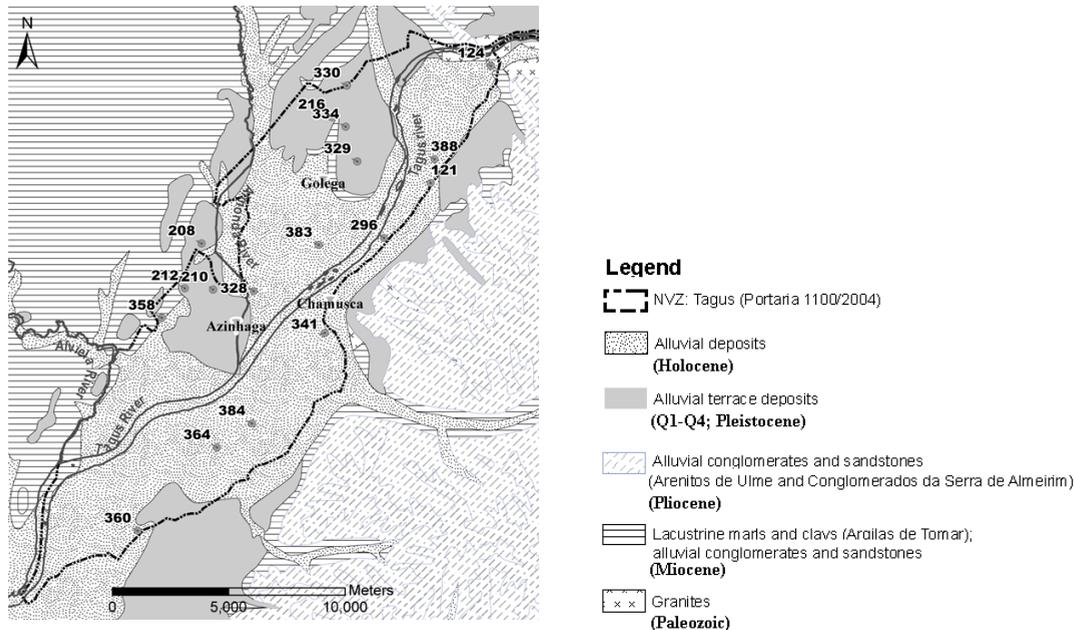


Fig.1. Mapa geológico da área em estudo e localização dos 18 furos

MÉTODOS

A análise de Correspondência (AC) é um método gráfico onde as linhas e colunas da matriz de dados estão representadas como pontos. Estes pontos representam vectores de perfil, em que as distâncias entre os mesmos são definidas como distâncias χ^2 -estas são distâncias euclidianas ponderadas com base no pressuposto de que a variância em cada linha ou coluna é aproximadamente proporcional à média. A ACM é a aplicação da AC para mais de duas variáveis categóricas, recodificadas como variáveis binárias numa tabela disjuntiva completa ou como uma matriz de Burt (Greenacre 2007). A matriz de Burt (B) é construída através da multiplicação da tabela disjuntiva completa (Z) pela sua transposta: $B=Z^T Z$. Quando a AC é aplicada a uma matriz de Burt, todas as tabelas cruzadas das variáveis são usadas pelo algoritmo, mesmo as que dizem respeito às variáveis consigo mesmo; este facto aumenta o total de inércia, uma vez que é a média de todas as inércias das sub-tabelas (Greenacre 2007). A ACC procura encontrar um ajuste ponderado e optimizado dos mínimos quadrados das tabelas que não são diagonais e, ao fazê-lo, a inércia total passa a ser a média das inércias das sub-tabelas não diagonais (Nenadić e Greenacre 2007). Neste estudo foi utilizado o pacote 'ca', desenvolvido para a linguagem R (Nenadić e Greenacre 2007), que compreende as funções de AC, ACM e ACC e tem suporte para análises de subconjuntos e a inclusão de variáveis complementares.

RESULTADOS

No total de 126 amostras de água subterrânea foram detectadas as seguintes percentagens dos pesticidas: atrazina (36,51%)> alacloro =metolacloro (10,32%)>desetilatrazina (9,52%)>, etofumesato (6,35%)> α -endossulfato (5,56%)>, metribuzina = lindano (4,76%)> β -endossulfato (3,97%)>prometrina (3,17%)> simazina (2,38%)> clorpirifos (0,79%). Destes, apenas algumas amostras excederam o valor limite legal de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$: atrazina (8,73%), alacloro e metolacloro (7,14%), metribuzina (4,96%), etofumesato e lindano (3,97%), prometrina (2,38%), desetilatrazina (1,59%) e α e β -endossulfato (0,8%). Actualmente, apenas o clorpirifos, o etofumesato e a metribuzina têm o seu uso aprovado em Portugal.

Na Fig.2 observa-se que no Verão e na Primavera existem mais amostras de água subterrânea com um pesticida do que com vários; contudo, no Outono verifica-se que essas frequências são mais significativas, com 30,6% para um pesticida e 19,4% para mais pesticidas. Por outro lado, na Primavera, ocorrem mais frequentemente as misturas de pesticidas nas amostras (36,1%) do que individualmente.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Na ACC só foram considerados os pesticidas que tinham valores de LD acima dos 3,97% nas amostras de água. A Fig. 3 apresenta os resultados da ACC para os dois primeiros eixos, sendo a inércia total explicada de 97,7%. Os herbicidas alacloro, atrazina, desetilatraxina, etofumesato, metolacloro e metribuzina estão projectados ao longo do eixo F1, opondo categorias de detecção no semi-eixo negativo a categorias de não-deteção no semi-eixo positivo. Os isómeros α e β do insecticida endossulfato estão projectados no eixo F2, que opõe as categorias de detecção no semi-eixo positivo e as de não detecção no semi-eixo negativo. O insecticida lindano tem um perfil diferente dos outros insecticidas.

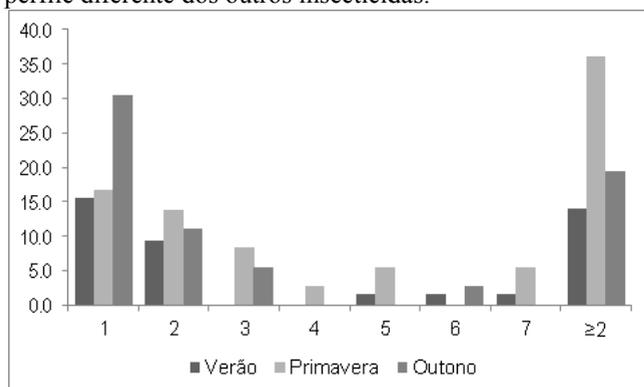
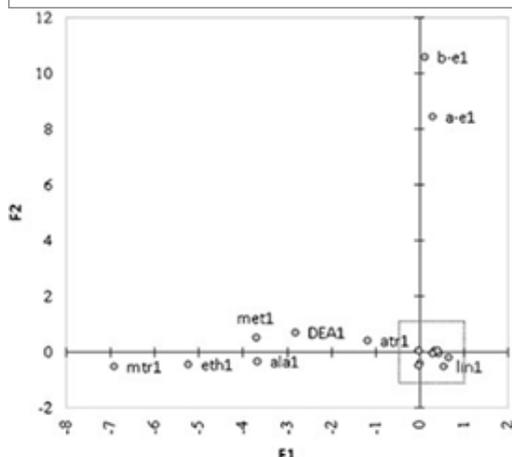


Fig. 2. Frequência de misturas de pesticidas nas amostras de água para os três períodos de monitorização (Primavera, Verão e Outono)



Legenda

Sufixo 1 corresponde à concentração de pesticidas acima dos seus limites de detecção; sufixo 0 representa a concentração de pesticidas abaixo dos seus limites de detecção.

ala, alacloro; ATR, atrazina, DEA, desetilatraxina; a-e, α -endossulfato; b-e, β -endossulfato; eth, etofumesato; lin, lindano; met, metolacloro; mtr, metribuzina

Fig.3. Visualização gráfica dos resultados da ACC em duas dimensões para as variáveis pesticidas

Os herbicidas atrazina, alacloro e metolacloro foram aprovados para o uso no milho. Além disso, a atrazina foi comercializada numa mistura com os herbicidas alacloro ou metolacloro, sendo a desetilatraxina um metabolito da atrazina. A presença destes herbicidas na água subterrânea conjuntamente com etofumesato (usado na beterraba sacarina) e a metribuzina (usada na batata e tomate) demonstram a diversidade das culturas na vizinhança dos furos. A detecção conjunta dos isómeros α e β era esperada porque ambos compõem o insecticida endossulfato, embora em diferentes proporções. A detecção deste composto e do insecticida lindano ocorre relativamente independente da detecção de herbicidas. A presença de lindano, três anos após a sua retirada do mercado, representa provavelmente um legado, como resultado do seu potencial de lixiviação.

Na Fig. 4 podemos observar a projecção das amostras de água subterrânea no mapa da ACC; foram detectados nos furos 208 (todos os períodos de amostragem, com excepção do verão de 2004), 358 (Primavera de 2005 e 2006) e 383 (Primavera de 2005), os herbicidas alacloro, atrazina, etofumesato, metolacloro, metribuzina e/ou desetilatraxina; já nos furos 121 (Outono de 2004), 210 (Verão e Outono de 2006), 328 (Primavera de 2005 e Outono de 2006) e 330 (Primavera de 2005 e 2006) foram detectados os isómeros α e/ou β do endossulfato. Os furos 210, 296 e 383 estão próximos da modalidade "lin1", indicando que estão mais associados com o insecticida lindano, estando a sua detecção associada a meses de transição climática (Primavera e Outono de 2005, Primavera de 2006).

De uma maneira geral, nos meses de Outono e Primavera foram detectados mais pesticidas nos furos do que nos meses do Verão. Esta dinâmica pode estar relacionada com o período de aplicação de pesticidas na Primavera, e com a lixiviação desses compostos pela irrigação e precipitação durante a estação em que as principais culturas estão a crescer. Na primavera, no final do período chuvoso, o nível da água do sistema aquífero aluvionar está mais próximo da superfície devido à precipitação acumulada e à ocorrência de chuvas. O Outono é o início do período húmido após o tempo das colheitas; nesta época existe uma maior probabilidade de que os pesticidas contaminem as águas subterrâneas por lixiviação do que as linhas de água por escorrência, pois nesse período o solo está ainda insaturado. Comparando-se os períodos de amostragem entre 2005 e 2006, a detecção de pesticidas foi maior no primeiro grupo, provavelmente devido a menor diluição desses compostos, devido a

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

menores valores de precipitação acumulada mensal.

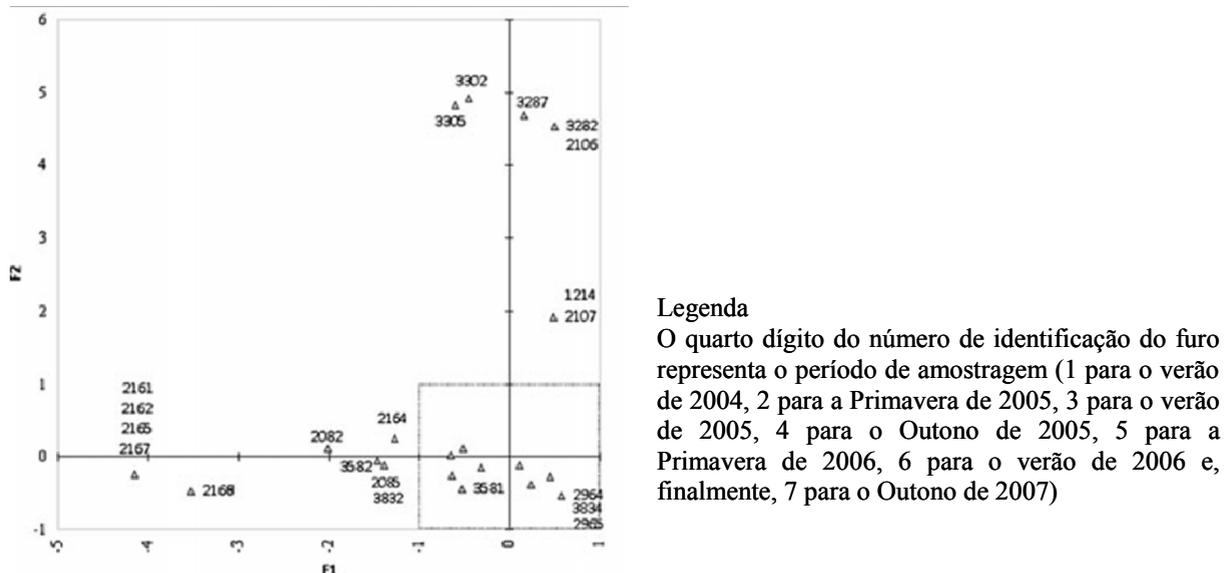


Fig. 4. Visualização gráfica dos resultados da ACC em duas dimensões para as amostras de água subterrânea

A distribuição geográfica e sazonal da ocorrência de pesticidas segue os padrões de uso da terra agrícola e do uso de pesticidas, sendo também influenciada adicionalmente por factores naturais e práticas agrícolas. Todos estes furos, exceptuando os furos 121 e 296, têm a particularidade de se localizarem na margem direita do rio Tejo (ver Fig. 1.), no concelho da Golegã, onde o solo é muito permeável e a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas é muito elevada.

Embora o milho seja a principal cultura deste município, existem também outras culturas em que são aplicados pesticidas que justificam a presença de diferentes compostos nas amostras de água subterrânea; além disso, a maioria da terra é dividida em pequenas parcelas (cerca de 9 ha).

CONCLUSÃO

O estudo teve como objectivo geral a avaliação da exposição de pesticidas utilizados nas culturas do milho, batata, beterraba, tomate e legumes em áreas altamente vulneráveis à contaminação difusa das águas subterrâneas durante o período de 2004-2006.

Os principais resultados foram: (1) os herbicidas alacloro, atrazina, etofumesato, metolacoloro, metribuzina e a desetilatrazina foram detectados em conjunto opondo todas as categorias de "concentração de pesticidas abaixo dos seus limites de detecção" e a detecção dos insecticidas endossulfato e lindano. No entanto, estes insecticidas não foram encontrados simultaneamente. O tipo de associação entre as variáveis de pesticidas demonstra a influência do potencial de lixiviação, bem como da terra cultivada, (2) a co-ocorrência de pesticidas nas amostras de água subterrânea destaca a necessidade de se avaliar no futuro o risco ambiental das misturas de pesticidas detectadas com mais frequência na água subterrânea. Este será o próximo passo na nossa pesquisa, (3) a relação das variáveis furos e períodos de amostragem com as associações observadas nos mapas JCA, indicaram quais os pesticidas que têm uma maior frequência de detecção conjunta.

REFERÊNCIAS

- EC (2006) Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. Official Journal L 372 of 27.12.2006, pp. 19–31
- CIS (2009) Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Technical report—2009-026, guidance document no. 18 guidance on groundwater status and trend assessment. Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg
- Greenacre MJ (2007) Interdisciplinary statistics. Correspondence analysis in practice—second edition. Chapman & Hall, Boca Raton
- Nenadić O, Greenacre M (2007) Correspondence analysis in R, with two and three-dimensional graphics: the ca package. J Stat Softw 20(3)

ABORDAGEM GERAL SOBRE A HIDROGEOLOGIA NAS TERRAS DA COSTA DE CAPARICA

André ERVIDEIRA¹, André LOPES¹, David FERREIRA¹, Emerciano LOPES¹, João GOMES¹, Manuela SIMÕES²

¹ Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, Alunos do Mestrado em Engenharia e Gestão da Água

² CICEGE, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica (mmsr@fct.unl.pt)

RESUMO

O presente trabalho teve como enfoque o estudo hidrogeológico geral das Terras da Costa de Caparica, tendo em vista responder à questão que há muito se coloca sobre a origem da água captada em poços da região. Estas apresentam composições físico-químicas muito díspares, sendo que não existe uma substancial separação geográfica entre elas que à partida justifiquem tais diferenças. Os poços estudados estão localizados nas areias de duna do Quaternário que ladeiam a *Arriba Fóssil da Caparica*, entre a Cova do Vapor e a Descida das Vacas, até ao mar, que constituem um aquífero arenoso, superficial não confinado. Foram feitas projecções espaciais e gráficas de parâmetros hidroquímicos que mostraram a existência de poços a captarem águas salobras resultantes da mistura com água do mar e outros com elevadas concentrações de nitratos de origem agrícola. A fácies hidroquímica, variável entre bicarbonatada cálcica e sulfatada cálcica, sugerem a ocorrência de fenómenos modificadores que, actuando conjugadamente, conferem à água, proveniente do aquífero, evoluções físico-químicas distintas. Tem origem provável num aquífero miocénico subjacente às areias de duna, profundo e confinado, que emerge em locais preferenciais, permitindo a captação de águas doces, pouco mineralizadas, em alguns poços da região. Para uma melhor compreensão do local, fez-se uma abordagem criteriosa aos factores sociais e económicos que caracterizam a região, em termos de gestão territorial, e que a conduziram até ao presente.

Palavras-chave: Hidrogeologia; Intrusão salina; Aquífero Tejo-Sado; Terras da Costa; Caparica.

INTRODUÇÃO/ENQUADRAMENTO GERAL

No início do séc. XX, numa terra essencialmente de pescadores foi, simultânea e sucessivamente, implementada uma produção intensiva de produtos hortícolas, inicialmente para compensar a falta de recursos piscatórios em determinadas épocas do ano e ulteriormente para abastecimento de mercados da região metropolitana de Lisboa. O desenvolvimento urbano ocorreu essencialmente após a construção da travessia rodoviária do Tejo que desencadeou um aumento no fluxo de pessoas para a região, especialmente no período estival.

Do ponto de vista geográfico, a Costa de Caparica tem sofrido no último século alterações profundas, com o recuo de linha de costa e o conseqüente encurtamento do extenso areal que caracterizava a região. Para minimizar estes problemas, projectaram-se e fizeram-se melhorias nas estruturas de defesa costeira para preservação do cordão litoral. Mesmo assim têm sido recorrentes episódios de rompimento do único cordão dunar actualmente existente, normalmente associados a fortes vagas marítimas associadas a fenómenos atmosféricos extremos. Por outro lado a redução da reposição sedimentar que contribui para a manutenção das praias da Costa poderá estar, em grande parte, relacionada com a artificialização das bacias hidrográficas, no caso, a do rio Tejo. Também, a ocupação urbanística desregrada e a conversão das dunas para práticas agrícolas têm contribuído para a destruição do sistema dunar.

Situada na Península de Setúbal e na bacia do Tejo-Sado, na região é visível, do ponto de vista morfológico, a relação entre a geologia regional e a acção do rio Tejo, bem como o efeito de proximidade ao Oceano Atlântico. Nesta região, assumem especial relevância os depósitos do Cenozóico, mais precisamente as unidades do Miocénico, Pliocénico e Quaternário, e, junto ao sopé da *Arriba Fóssil*, são comuns os depósitos de vertente (Fig. 1). O Miocénico na península de Setúbal é representado por areias muito finas, micáceas, amarelas a amarelo-esverdeadas, bastante argilosas, nas quais se encontram intercalados níveis calcareníticos e argilosos cinzento-esverdeados (AZEVEDO, 1983). As camadas apresentam alternâncias entre a fácies tipicamente continental e marinha, formando na região de Lisboa sete ciclos sedimentares constituídos por uma regressão seguida de transgressão (ANTUNES et al. 1992), visíveis na região de Almada, Trafaria e na *Arriba Fóssil da Caparica*. Estas unidades mergulham para o Centro da Bacia sob a cobertura sedimentar pliocénica e quaternária (PAIS et al., 2006). Os depósitos arenosos do Pliocénico assentam em discordância sobre o Miocénico, e caracterizam-se pela presença de areias de granularidade e calibração variadas, intercaladas,

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

episodicamente, por níveis argilosos cinzentos com espessuras variáveis (AZEVEDO, 1983). O Quaternário é representado pelo Conglomerado de Belverde, que se sobrepõe ao Pliocénico, sendo constituído por calhaus de litologia variada e corresponde ao último episódio deposicional na zona do antigo delta do Tejo antes da instalação do canal de escoamento actual (AZEVEDO, 1983). São ainda frequentes manchas aluviais com espessura variável, associadas às principais linhas de água da região. Do ponto de vista hidrogeológico, a região insere-se no Sistema Aquífero da Bacia do Tejo-Sado / Margem Esquerda. Este sistema aquífero constitui, juntamente com o sistema da Margem Direita e o das Aluviões do Tejo, uma grande unidade hidrogeológica materializada nos sedimentos que preenchem o troço terminal das bacias dos rios Tejo e Sado. Na área de estudo, em toda a sua extensão, existe uma cobertura aflorante de areias de duna, dependente da acção litoral, misturada com materiais detríticos herdados dos depósitos de vertente resultantes da erosão do talude marginal. Esta cobertura detrítica, com espessura variável, contacta na sua base com o substrato miocénico, mais margoso, que constituiu uma plataforma de abrasão do tempo em que a linha de costa se localizava na base da escarpa litoral. Deste modo, no local, admite-se a existência de dois aquíferos. Um aquífero livre, superficial, com elevada permeabilidade e porosidade, instalado nas areias de duna. Em profundidade, instalado no substrato miocénico, existe outro aquífero, que poderá estar mais resguardado devido à presença de alguns níveis argilosos, mas que se admite estar em comunicação hidráulica com o aquífero livre do qual recebe a principal recarga.

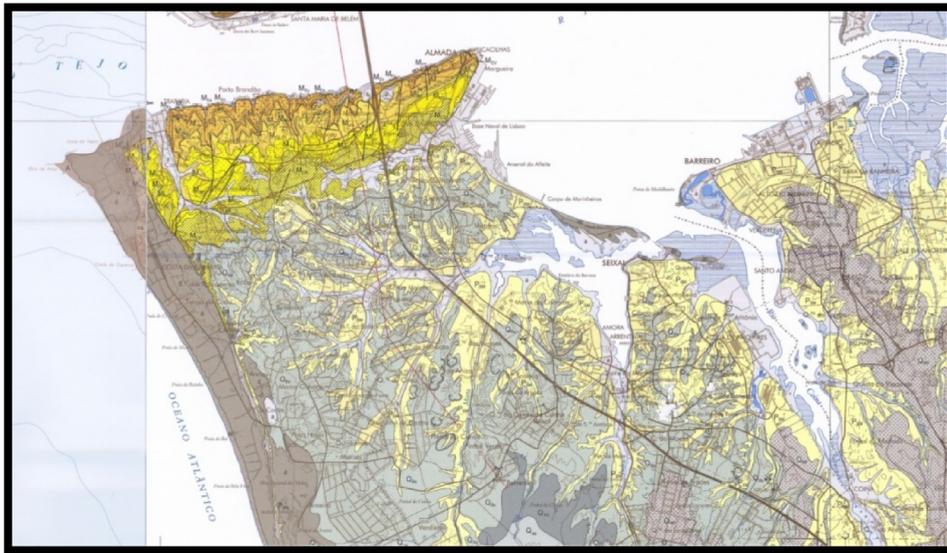


Figura 1 - Carta Geológica de Portugal, na escala 1:50 000, folhas 34-C e 34-D, onde se enquadra a área de estudo.



Figura 2 - Localização dos poços utilizados no estudo.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

METODOLOGIA

O estudo baseou-se na interpolação através do *software* SURFER (Versão 9.9 2010), pelo método da krigagem, de dados de poços usados na maior parte para fins agrícolas (Fig. 2). Estes têm em média 6,5 m de profundidade e não ultrapassam os 11 m. Apesar da variabilidade na profundidade dos poços estudados, é pouco plausível que algum deles esteja a captar água directamente do aquífero miocénico pois, como a base das areias é muito provavelmente plana e de espessura constante (aproximadamente 20 m), crê-se que todos os poços estejam implantados nas areias superficiais. Para os aquíferos existentes no local de estudo e, por se localizarem junto à linha de costa, é acrescida a sua vulnerabilidade em relação à intrusão salina. SIMÕES (1998) refere que a contaminação de aquíferos por águas salinas pode assumir proporções incontroláveis, em consequência da exploração irracional dos aquíferos costeiros ou através de captações mal construídas.

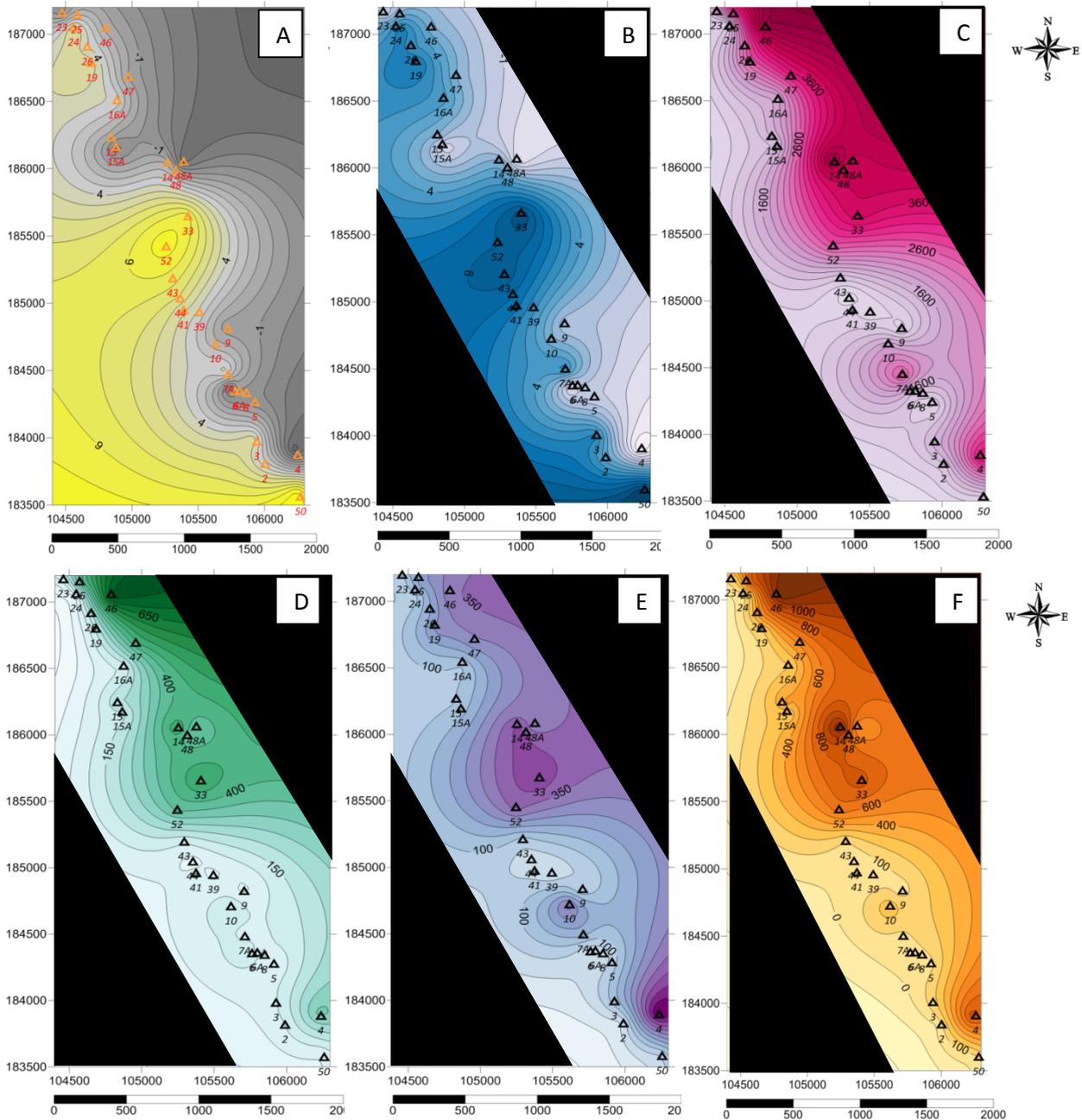


Figura 3 (A, B, C, D, E e F) – Representação gráfica de curvas de isovalores de cotas da base dos poços (A), da cota piezométrica dos poços, em Agosto de 2010 (B), da condutividade eléctrica da água captada (C), da concentração de Cloretos em mgL^{-1} (D), da concentração de Nitratos em mgL^{-1} (E), e da concentração de Sulfatos em mgL^{-1} (F).

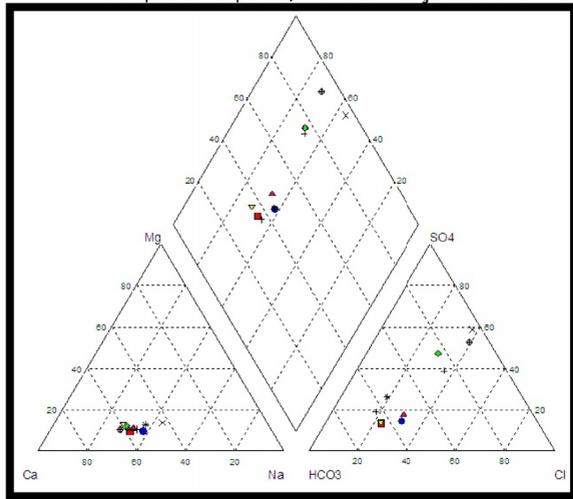


Figura 4 - Projecção da composição iónica das águas captadas nos poços em diagrama triangular de Piper.

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Alguns poços da região captam água com elevada condutividade ($4,75 \text{ mScm}^{-1}$) e concentração de cloretos (450 mgL^{-1}), pelo que nestes pontos é de assinalar a presença da cunha salina. Do ponto de vista químico as águas classificam-se em termos de concentração de iões, segundo a classificação iónica de Piper, em bicarbonatadas cálcicas e sulfatadas cálcicas (Fig. 4). A concentração de bicarbonato, nas águas bicarbonatadas cálcicas, parece estar relacionada com dissoluções de minerais carbonatados presentes nas camadas calcareníticas do Miocénico, uma vez que as areias de duna são predominantemente quartzosas e pouco prováveis em enriquecerem as águas de circulação nestes iões. As elevadas concentrações de nitratos e sulfatos devem estar relacionadas com a actividade agrícola, bastante dependente da adição de nutrientes nitrogenados na forma de sulfato de amónio. A figura 3A-F mostra que os poços com maiores concentrações de

cloretos e condutividade eléctrica, contrariamente ao que seria de esperar, não são aqueles que se encontram mais próximos da linha de costa, o que poderá significar que a entrada de água salgada, ou a frente da intrusão salina, não se fará pela linha de costa a Oeste. Tendo em conta o desaparecimento progressivo, desde 1870, da denominada *golada do Tejo*, parecem indicar que a entrada de água salgada se processa pelo estuário do Tejo, possivelmente na zona Oeste da Trafaria, na Cova do Vapor. As diferentes condutividades eléctricas da água captada (variável entre 388 e $4750 \text{ } \mu\text{Scm}^{-1}$) nos poços da região, com orientações preferenciais, poderão relacionar-se com acidentes tectónicos bastante comuns nas unidades miocénicas, por onde se processam preferencialmente os fluxos regionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA C., MENDONÇA J. J. L., JESUS M. R. & GOMES A. J. (2000) - Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. *Instituto da Água*. Lisboa, 661 pp.
- ANTUNES M. T., PAIS J. & LEGOINHA P. (1992) - Excursion A. Neogene deposits of Lisboa and Setúbal Peninsula. *Ciências da Terra (UNL)*, Número especial II, 29-35 pp.
- AZEVÊDO M. T. (1983) – O Sinclinal de Albufeira. Evolução Pós-Miocénica e Reconstituição Paleogeográfica. Tese de Doutoramento. *Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa*. Lisboa, 332 pp.
- CABRAL J. (1995) – Neotectónica de Portugal Continental. *Memórias do Instituto Geológico e Mineiro*, nº 31. Lisboa, 265 pp.
- HENRIQUE P. C. (2000) - Parques e reservas naturais de Portugal. Verbo.
- PAIS J., MONIZ C., CABRAL J., CARDOSO J. L., LEGOINHA P., MACHADO S., MORAIS M. A., LOURENÇO C., RIBEIRO M. L., HENRIQUES P. & FALÉ P. (2006) – Notícia Explicativa da Carta Geológica de Portugal à Escala 1:50.000, folha 34-D. *Departamento de Geologia, Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação*. Lisboa, 53 pp.
- SIMÕES M. M. (1998) – Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do Cenozóico na bacia do baixo Tejo. Tese de Doutoramento. *Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa*. Monte de Caparica, 310 pp.
- ROCHA M. A. (2011) - Estruturação de áreas com valor ambiental e paisagístico na AML: Caso de estudo Polis Costa de Caparica. FA-UTL.

CARACTERÍSTICAS HIDROQUÍMICAS E HIDRODINÂMICAS DO AQUÍFERO SUPERFICIAL DA PLANÍCIE ARENOSA DA COSTA DE CAPARICA

Frederico FERREIRA¹, M. Rosário CARVALHO², Manuela SIMÕES³, Catarina R. SILVA², Paula GALEGO FERNANDES²

¹ Instituto Hidrográfico, Rua das Trinas, n.º 49, 1249-093 Lisboa – Portugal. frederico.ferreira@hidrografico.pt

² Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, Centro de Geologia, Ed. C6, Campo Grande, 1749-016 Lisboa

³ Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal.

RESUMO

Na região entre a *Arriba Fóssil da Costa de Caparica* e o mar existe um aquífero livre desenvolvido em areias não consolidadas (areias de dunas e de praia), com uma espessura média entre 18 e 20 metros, explorado para rega de produtos hortícolas.

As águas estudadas apresentam grau de mineralização muito variado, atingindo valores de condutividade elétrica de 6290 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A fácies hidroquímica está fortemente dependente da concentração dos cátions cloreto e sulfato. Observa-se forte contaminação da água subterrânea por atividades agrícolas, devido a elevadas concentrações de sulfatos e nitratos. O nitrato está presente em concentrações extremamente elevadas que chega a atingir 475 mg/L.

A contaminação de captações por água do mar é muito incipiente, restrita às captações mais profundas e inferior a 4,67 % de água salina.

As transmissividades calculadas a partir de ensaios de caudal, de relatórios de sondagem variam entre 6,25 e 32,94 m^2/dia . A medição contínua da variação piezométrica em poços permitiu verificar a não existência de influência das marés oceânicas e estimar a transmissividade para o aquífero livre desenvolvido na formação arenosa da planície da Costa da Caparica, em 704,31 m^2/dia .

Palavras-chave: Hidroquímica, hidrodinâmica, poluição agrícola, intrusão salina, Costa de Caparica.

INTRODUÇÃO

A Costa de Caparica tem tido um desenvolvimento urbanístico-turístico e agrícola considerável. A atividade agrícola explora um aquífero livre, desenvolvido em areias não consolidadas (areias de praia e duna) da planície situada entre a *arriba fóssil* e o mar. A presença de atividades poluidoras, a impermeabilização dos terrenos por edificações e a proximidade do mar colocam este aquífero em risco de contaminação antrópica e de intrusão salina.

O trabalho realizado teve como objetivo caracterizar, do ponto de vista hidrogeoquímico e hidrodinâmico, o aquífero costeiro da planície da Costa de Caparica, desenvolvido em areias, de modo a identificar eventuais zonas contaminadas por poluentes químicos/orgânicos e água marinha.

ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLOGICO

A Costa de Caparica situa-se na Bacia Terciária do Tejo-Sado desenvolvida em terrenos ocupados, em tempos passados, pela Bacia Lusitânica (Pais *et al.*, 2006). A Bacia Terciária do Tejo-Sado sofreu subsidência que se acentuou principalmente durante o Miocénico, desencadeando um contexto transgressivo testemunhado pela presença de sedimentos marinhos na área vestibular do Tejo, que passam a sedimentos fluviais para o interior (a N e NE, *ibidem*).

Na zona em estudo as formações miocénicas afloram na *arriba fóssil* da Costa de Caparica, atingindo altitudes entre 50 e 80 metros. As areias não consolidadas (areias de dunas e de praia) que se estendem desde a *arriba fóssil* até ao litoral, têm uma espessura média de 18 metros podendo atingir um máximo de 20 metros, informação obtida em *logs* de furos de captação de água do arquivo da ARH Tejo. Estes *logs* mostram a ocorrência de argilas e margas, provavelmente de idade miocénica, sob o conjunto de areias não consolidadas.

Do ponto de vista hidrogeológico e de acordo com Almeida *et al.* (2000), a área em estudo encontra-se na unidade hidrogeológica da Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda. As areias de duna e de praia formam um aquífero livre, limitado na base pelas formações argilosas e margosas, que explorado por diversas captações em forma de poço ou furo. Simões *et al.*, (2011) referem que este aquífero possui aproximadamente 20 metros de

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

espessura e permeabilidade média de $2,73 \cdot 10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$, variável entre $4,8 \cdot 10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$ e $3,94 \cdot 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Hidrogeoquímica

As águas amostradas na planície da Costa da Caparica apresentam fácies hidrogeoquímicas que variam entre bicarbonatada cálcica, sulfatada cálcica, cloretada cálcica, sulfatada magnesiânica-sódica, bicarbonatada magnesiânica e cloretada-sulfatada cálcica. As águas apresentam concentrações relativamente semelhantes em cátions, mas grande dispersão nos aniões, que se traduz por uma evolução química nos sentidos do enriquecimento em sulfatos e em cloretos. A representação da composição química das águas em diagramas de *Stiff* (Figura 1) mostra que a captação P1A, localizada na Trafaria, tem a água menos mineralizada. Na distribuição dos diagramas distinguem-se as amostras sulfatadas cálcicas (F3A, F6A, P9A e P15A) e a cloretada-sulfatada cálcica (P8A) das restantes com fácies bicarbonatada. Não se verifica relação entre *fácies* química das águas e a proximidade ao mar.

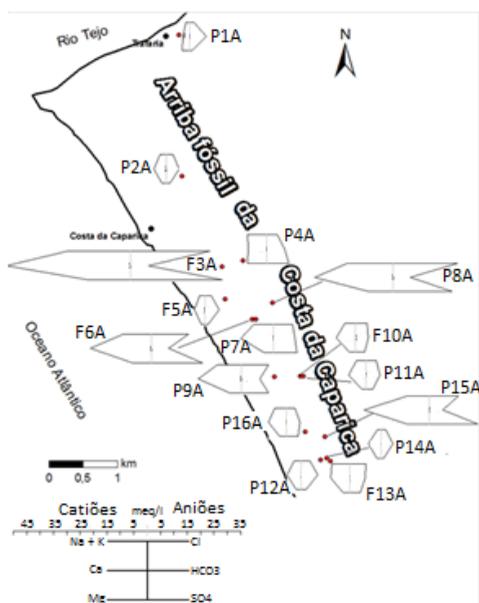


Figura 1 – Localização das captações estudadas e representação na composição das águas em diagramas de *Stiff*.

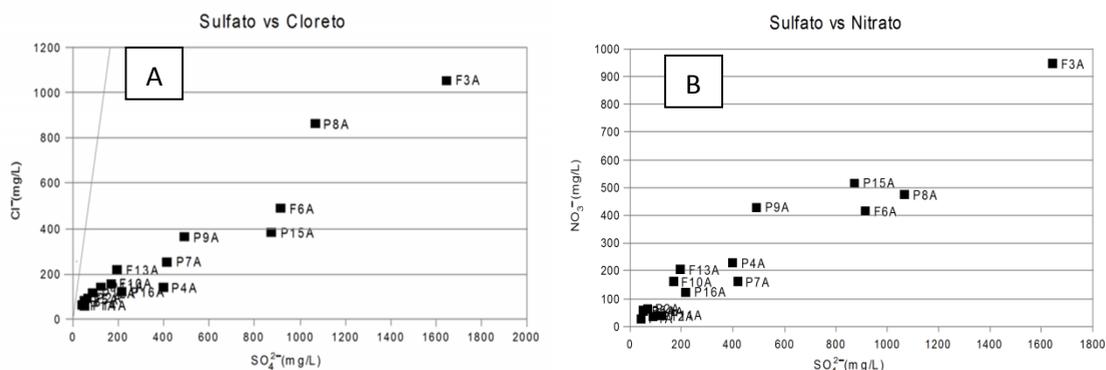


Figura 2. Relação entre as concentrações dos iões SO_4^{2-} e Cl^- (A) e dos iões SO_4^{2-} e NO_3^- (B); a linha representa mistura com a água do mar.

As concentrações em Cl^- variam entre 60,2 e 1053,5 mg/L e em SO_4^{2-} entre 40,4 e 1646,8 mg/L; ambos os iões apresentam correlação positiva com a condutividade elétrica da água. Embora exista correlação positiva entre os iões SO_4^{2-} e Cl^- (Figura 2A), esta correlação desvia-se de uma possível reta de mistura de água subterrânea pouco mineralizada com água do mar, indicando que o sulfato existente nas águas estudadas não provém de contaminação marinha.

Foi realizada modelação hidrogeoquímica, com recurso ao *software Phreeqc*, com o objetivo de verificar a percentagem de água do mar presente nas águas amostradas, considerando a água do ponto P11A como uma

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

representativa de circulação nas areias. Nas amostras com possibilidade de contribuição de água do mar as frações de mistura variam entre 0,35% (F13A) e 4,67% (F3A).

O nitrato está presente em concentrações extremamente elevadas em alguns locais, com valor máximo de 475 mg/L de NO_3^- . A relação entre os iões SO_4^{2-} e NO_3^- (Figura 2B) mostra boa correlação, indicando que estes dois iões podem ter a mesma origem, provavelmente a contaminação agrícola. Verifica-se que as águas F3A, F6A, P8A e P15A são as que apresentam maior contaminação em sulfatos, com um excesso de 1464,89 mg/L, 786,98 mg/L, 902,73 mg/L e 753,82 mg/L, respetivamente. Procedeu-se a modelação hidrogeoquímica (utilizando o software *Phreeqc*) no sentido de distinguir as concentrações em sulfato das duas origens. Os cálculos foram realizados assumindo a relação cloreto/sulfato da água do mar como água inicial. Verifica-se que as águas F3A, F6A, P8A e P15A são as que apresentam maior contaminação em sulfatos, com SO_4^{2-} em excesso, em relação a uma mistura água subterrânea/água do mar, de 1464,89 mg/L, 786,98 mg/L, 902,73 mg/L e 753,82 mg/L, respetivamente. Estas captações encontram-se situadas em terrenos agrícolas, podendo este excesso de sulfatos ter origem nos fertilizantes utilizados na agricultura.

A relação da concentração do ião Br^- com os iões Cl^- (Fig. 3A) e SO_4^{2-} (Fig. 3B) descarta a hipótese de origem em contaminação marinha para o aumento da mineralização destas águas, nomeadamente da concentração em cloreto e sulfato, à exceção da água captada no poço P8A.

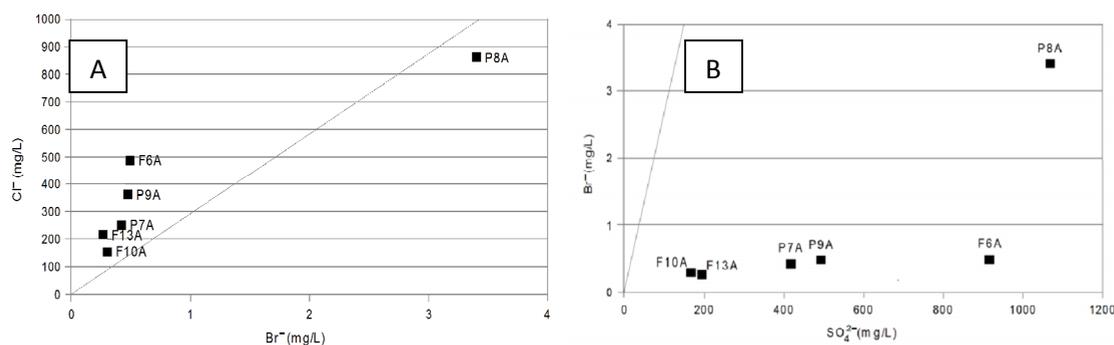


Figura 3. Relação entre as concentrações dos iões Br^- e Cl^- (A) e dos iões SO_4^{2-} e Br^- (B); a linha representa mistura com a água do mar.

Hidrodinâmica

As características hidrodinâmicas do aquífero em estudo foram obtidas através da consulta bibliográfica, interpretação de ensaios de bombeamento em relatórios de sondagem existentes no Arquivo da ARH Tejo e ensaios em condições estáticas em poços junto ao litoral.

Simões *et al.* (2011) referem que o aquífero livre, desenvolvido nas areias da planície da Costa de Caparica apresenta valores de permeabilidade que variam de 3,40 a 41,47 m/dia, com média de 23,59 m/dia. Condença (2004) num caso de estudo na Península de Tróia, em formações com as mesmas características, registou permeabilidades que variam entre 11 e 26 m/dia com valor médio de 18 m/dia.

As transmissividades calculadas, através dos ensaios de caudal obtidos a partir da interpretação de ensaios de bombeamento dos relatórios de sondagem, do arquivo da ARH Tejo, foram de 6,25 e de 32,94 m^2/dia . A variação dos valores de transmissividade pode estar relacionada com a profundidade dos furos e a presença de ralos na formação das argilas e margas que formam a base das areias.

A interação dos aquíferos com corpos hídricos superficiais sujeitos a oscilação de marés gera variações nos níveis de água nos aquíferos, além de alterações de ordem hidroquímica na composição das águas subterrâneas. O alcance da zona de influência marinha nos aquíferos está condicionado por alguns fatores como a condutividade hidráulica destes e a amplitude local das oscilações das marés. Estas oscilações possibilitam assim a caracterização hidrodinâmica dos aquíferos, principalmente o cálculo da difusividade hidráulica. No presente estudo realizaram-se observações contínuas das variações do nível piezométrico, com a ajuda de um transdutor de pressão, em três captações (F3A, P12A, P17A). Os resultados obtidos mostraram a não existência de influência significativa do efeito de maré na altura piezométrica do aquífero. O facto de ter ocorrido extração numa das captações durante o período ensaiado (F3A, Fig. 4) permitiu estimar a transmissividade da formação captada (pelo método de recuperação de Theis) em 704,34 m^2/dia . Este valor está entre os obtidos por Condença (2004), em formações com as mesmas características, valores de transmissividade entre 650 e 1500 m^2/dia , com um valor médio de 1000 m^2/dia .

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

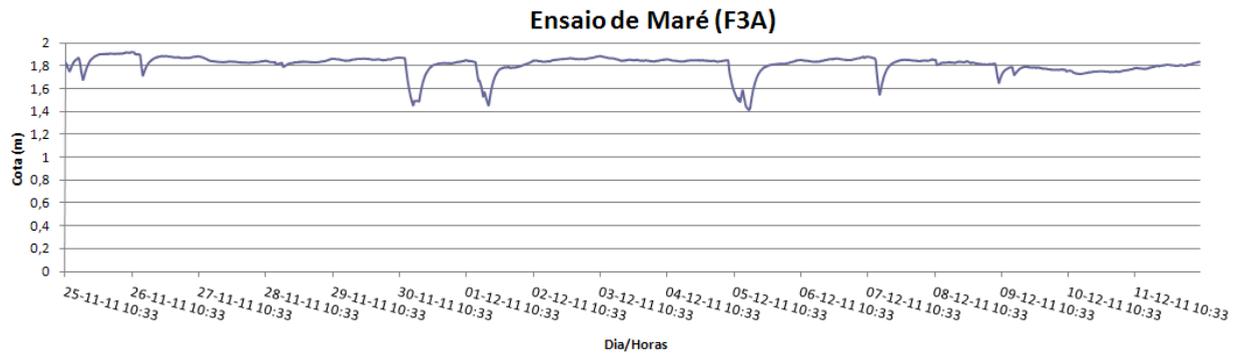


Figura 4. Variação do nível piezométrico na captação F3A entre Nov/2011 e Dez/2011.

CONCLUSÕES

As águas estudadas apresentam grau de mineralização muito variado, atingindo valores de condutividade elétrica de 6290 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A fácies hidroquímica está fortemente dependente da concentração dos catiões cloreto e sulfato, com valores entre 60,2 e 1053,5 mg/L para o primeiro ião e entre 40,4 e 1646,8 mg/L para o segundo. O nitrato está também presente em concentrações extremamente elevadas em alguns locais, com valor máximo de 475 mg/L de NO_3^- .

A modelação geoquímica realizada sobre algumas amostras de água indica que a captação F3A é a que tem maior mistura de água do mar, entre 5,48% e 4,67%. Outras águas poderão ter alguma contribuição de sais marinhos são F6A, P8A, P9A e P15A. A modelação química permitiu também contabilizar a quantidade de sulfato de origem antrópica, verificando-se que a água da captação F3A apresenta a maior contaminação no valor de 1464,89 mg/L. Estas captações encontram-se situadas em terrenos agrícolas, podendo este excesso de sulfatos com origem antrópica dever-se a fertilizantes utilizados na agricultura.

As transmissividades calculadas a partir de ensaios de caudal em relatórios de sondagem variam entre 6,25 e 32,94 m^2/dia . A medição contínua da variação piezométrica em poços permitiu verificar a não existência de influência das marés oceânicas e estimar a transmissividade para o aquífero livre desenvolvido na formação arenosa da planície da Costa da Caparica, em 704,31 m^2/dia .

REFERÊNCIAS

- Almeida C., Mendonça J. L., Jesus M. R., Gomes A. J. (2000) – Sistemas aquíferos de Portugal Continental. *Centro de Geologia e Instituto da Água*. Universidade de Lisboa.
- Condença J. (2004) – Modelação da Intrusão Salina no Sector Tróia – Melides. Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Pais J., Moniz C., Cabral J., Cardoso J.L., Legoinha P., Machado S., Morais M.A., Lourenço C., Ribeiro M.L., Henriques P., Falé P. (2006) – Carta Geológica de Portugal na escala 1/50 000 e Notícia Explicativa da Folha 34-D Lisboa. *Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação*. Lisboa.
- Simões M., Martinez J., Mancuso M. (2011) – Degradação da qualidade da água subterrânea no aquífero costeiro das Terras da Costa e medidas para remediação da contaminação por nitratos resultantes da agricultura intensiva. 11º Congresso da Água - 6 a 8 de Fevereiro, APRH. Porto.

CONSEQUÊNCIAS DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS CONTINUADAS EM SOLOS: CASO DE ESTUDO NAS TERRAS DA COSTA DE CAPARICA

Celeste JORGE¹, Malva MANCUSO², Manuela SIMÕES³, Jorge MARTINEZ⁴

1Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal (cjorge@lnec.pt)

2Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil (malvamancuso@ufsm.br)

3CICEGE, Depto. de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Caparica, (mmsr@fct.unl.pt)

4AECOM, Brisbane, Austrália(jorge.martinez@aecom.com)

RESUMO

O caso de estudo consistiu em averiguar se existe uma relação direta entre a contaminação por nitratos e outros sais na água subterrânea usada na irrigação de áreas agrícolas sujeitas a práticas intensivas e a contaminação do solo por metais provenientes de produtos usados neste tipo de atividade. Com este fim, foram recolhidas 25 amostras de solos que se sujeitaram a diferentes procedimentos analíticos para determinação das suas características físico-químicas e das concentrações de metais e outros elementos resultantes de produtos utilizados na prática agrícola. Do estudo realizado verificou-se, em alguns pontos, que há um enriquecimento, por vezes pouco significativo, nos 0,2 m mais superficiais do solo em diversos metais do tipo As, Co, Hg, Sb, Sn e V, mas que por efeito cumulativo poderá vir a ter repercussões nos recetores do topo da cadeia alimentar e no ecossistema, sendo recomendável proceder a estudos complementares.

Palavras-chave: Contaminação de solos; solos - metais; águas - nitratos; agricultura - intensiva.

INTRODUÇÃO

A atividade agrícola intensiva tem grandes repercussões no ecossistema e age na própria função agrícola do solo e na qualidade das águas superficiais e subterrâneas. A utilização de fertilizantes é uma prática comum para acelerar o crescimento das plantas, aos quais são associados pesticidas, que possuem elementos nocivos para o ecossistema e para o Homem. A aplicação aos solos agrícolas dos produtos referidos enriquecem-nos em elementos metálicos, que podem apresentar graves riscos para a saúde pública, sob diversas formas, uma vez que vão sofrendo processo cumulativo nesse meio. Acima de determinadas concentrações desses elementos metálicos, a utilização dos solos para práticas agrícolas pode tornar-se proibitiva.

Os principais e mais preocupantes contaminantes metálicos associados à atividade agrícola são o chumbo (Pb), o cádmio (Cd) e o arsénico (As). Outros elementos metálicos igualmente importantes são o crómio (Cr), o cobre (Cu), o mercúrio (Hg) e o zinco (Zn). Podendo ainda acrescentar-se o Níquel (Ni), o Cobalto (Co) e o Molibdénio (Mb).

A proteção dos recetores/consumidores dos produtos hortícolas produzidos pela prática de cultivo intensivo pode ser feita de diferentes formas concomitantes. De modo a minimizar o risco da ingestão de produtos contaminados, pode exigir-se que os solos agrícolas:

1 – Apresentem valores de referência (de acordo com o uso residencial) para o Pb, o Cd e o As de 300, 25 e 9 mg/kg, respetivamente (Misa, 2010). Mas outras fontes consideram outros valores de referência, como sejam os critérios de remediação de Ontário, para solos superficiais, que são para o Pb, o Cd e o As de 200, 12 e 20 mg/kg, respetivamente (MEE, 1997). A United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) apresenta outros limites, designados por objetivos de remediação preliminares para o uso residencial, que são para o Pb, o Cd e o As de 400, 70 e 0,39 mg/kg, respetivamente. Estes últimos critérios apresentam valores limites para o Co e para o V, bastante mais baixos que os anteriormente referidos, que são 23 e 5,5 mg/kg, respetivamente.

2 – Sejam sujeitos a um aumento do teor em matéria orgânica e ao controlo do pH do solo (cerca de 6,5 ou um pouco superior), de forma a controlar a biodisponibilidade dos contaminantes e a evitar a sua acumulação nas espécies vegetais (Quadros 1 e 2).

Segundo Basic et al. (2001) as espécies com maior capacidade de acumulação relativa de metais pesados nas partes comestíveis são: a alface, o espinafre, a beterraba, a endiva, o agrião e a cenoura. A acelga, a batata, entre

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

outros, são também bastante vulneráveis à acumulação de metais.

Quadro 1 - Avaliação Qualitativa da Biodisponibilidade de Cátions Metálicos em Solos Naturais para Plantas e Invertebrados do Solo (Adaptado de EPA, 2007)

Tipo de solo	MO <2%	MO [2 a 6%]	MO [6 a 10%]
4≤pH<5,5	Muito alta	Alta	Média
5,5<pH≤7	Alta	Média	Baixa
7<pH≤8,5	Média	Baixa	Muito baixa

Quadro 2 - Avaliação Qualitativa da Biodisponibilidade de Aniões Metálicos em Solos Naturais para Plantas e Invertebrados do Solo (Adaptado de EPA, 2007)

Tipo de solo	MO <2%	MO [2 a 6%]	MO [6 a 10%]
4≤pH<5,5	Média	Baixa	Muito baixa
5,5<pH≤7	Alta	Média	Baixa
7<pH≤8,5	Muito alta	Alta	Média

Convém ainda acrescentar que a entrada dos contaminantes nos organismos, principalmente no Homem, não se faz única e exclusivamente por ingestão de vegetais contaminados, mas pode acontecer pela inalação de poeiras e pela ingestão de solo, quando se trabalha a terra ou quando se vive na área envolvente. Porém não é de descartar a entrada no organismo pela via dérmica, por contato com solo contaminado.

Uma vez gerada uma situação de contaminação de um solo agrícola por metais, é muitíssimo difícil de alterar a situação, porque os metais inorgânicos e os compostos metálicos apresentam características únicas que devem ser tidas em conta quando se avaliam os seus riscos nas diferentes vertentes de saúde pública ou dos ecossistemas.

O principal objetivo da presente investigação diz respeito a 1) analisar o teor em metais de solos agrícolas de prática intensiva, localizados junto a áreas urbanas e de lazer, como sejam as belíssimas praias da Costa de Caparica; 2) verificar se existe alguma relação entre a contaminação por nitratos das águas subterrâneas da área em estudo e a contaminação de solos por metais; e 3) definir potenciais soluções simples, em caso de identificação de contaminação por metais.

ÁREA DO ESTUDO

A área em estudo cobre uma superfície de 220 ha e localiza-se nas Terras da Costa de Caparica, no concelho de Almada e distrito de Setúbal. Corresponde a uma faixa de terra estreita, com aproximadamente 4 km de comprimento e largura variável entre 450 m (sul) e 750 m (norte), que faz parte da Planície Litoral Atlântica. Os solos desta área são classificados por arenossolos, de acordo com a classificação da FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).

ABORDAGEM PRÉVIA AO ESTUDO

O estudo de Martinez (2010) mostrou que a área em questão se encontra contaminada por nitratos devido à adição não controlada de aditivos químicos e ao desajustado uso do solo, com repercussões na qualidade da água subterrânea, que apresenta concentrações de ião nitrato (NO_3^-) superiores a 1000 mg/L. Acrescentando, ainda, a confirmação de salinização do solo por sais solúveis azotados e fosfatados, possivelmente entre outros.

A conclusão referida no parágrafo anterior resultou da análise de 26 amostras de água recolhidas em poços e furos localizados em propriedades rurais das Terras da Costa, em março de 2010, e da recolha de 40 amostras (nos 26 pontos anteriores e em 14 novos pontos), em agosto de 2010, tentando a primeira colheita representar um período húmido e a segunda um período de estiagem.

Na campanha de agosto de 2010 foi realizado conjuntamente um levantamento para se tentar identificar as potenciais fontes de contaminação e ainda da potencial frequência de aplicação de fertilizantes e de pesticidas (quantidade, tipos, concentrações, épocas de aplicação), existência de fossas sépticas e de áreas industriais, tendo em conta a utilização das águas subterrâneas na rega e no abeberamento do gado.

Neste estudo foram identificadas condições locais de salinização do solo, com respetiva perda da sua qualidade e com a geração de águas subterrâneas salobras. Este facto é muito evidente junto ao ponto de recolha de solos

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

S5, onde a água subterrânea apresenta valores de CE de 4830 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e elevadas concentrações de NO_3^- (valores muito superiores ao limite admissível de 50 mg/L).

METODOLOGIA

Procedeu-se à recolha de 25 amostras de solo com a finalidade de tentar avaliar o potencial grau de contaminação por metais nos solos agrícolas em estudo. Deste modo, foi efetuada recolha controlada de amostras de solos em 10 localizações da área estudada, a duas e/ou três profundidades (0,0, 0,1 e/ou 0,2 m) em agosto de 2010.

As amostras de solo recolhidas foram sujeitas à determinação dos teores em água (w) e em matéria orgânica (MO); à avaliação do pH, da condutividade elétrica (CE) e do potencial redox (Eh). As amostras de solo foram ainda sujeitas a análise granulométrica. Para a identificação e quantificação de metais e de outros elementos foi empregue Fluorescência de RX (FRX), pela utilização de um detetor XL3t da Thermo Scientific Niton com tecnologia GOLDD+. Nesta tarefa foram pesquisados 39 elementos: Al, Ag, As, Au, Ba, Bi, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Nb, Ni, P, Pb, Pd, Rb, S, Sb, Sc, Se, Si, Sn, Sr, Te, Th, Ti, U, V, W, Zn e Zr.

APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS PARA OS METAIS

Dos valores obtidos nas 150 análises realizadas por FRX, sobre as 25 amostras de solo, e efetuando uma análise comparativa entre a totalidade dos valores obtidos e os relativos aos valores limites para a Legislações Canadiana do Quebec e de Ontário e para os Critérios de Remediação - Objetivos de Remediação Preliminares para a USEPA, obtiveram-se os resultados apresentados no Quadro 3. Pela análise daquele quadro é possível concluir que os metais com valores superiores aos dos valores recomendados são o As, o Co, o Hg, o Sb, o Sn e o V e que os três locais em que se detetaram maior enriquecimento em metais são P52-10 (terra húmida a ser preparada, com 19 a 29 % de finos), P24-4 (areia com 4 a 7% de finos, em fase de pousio) e P270-8 (material arenoso com 6 a 28% de finos em fase de pousio).

Quadro 3 – Concentrações de Metais nas Amostras Analisadas Comparadas com as Concentrações dos Diferentes Critérios de Contaminação para os Solos – Legislações Canadianas e Critérios da USEPA

Local/ Amostra	As ($\geq 0,4$ ppm* ≥ 20 ppm)	Hg (≥ 2 ppm)	Co (≥ 23 ppm* ≥ 40 ppm)	V (≥ 6 ppm* ≥ 200 ppm)	Sb (≥ 13 ppm)	Sn (≥ 50 ppm)
P23-2/0,1	12	LOD	LOD	131	LOD	LOD
P23-2/0,2	12	<5	LOD	159	LOD	LOD
P24-3/0,1	14	5	LOD	145	LOD	(26)
P24-3/0,2	12	LOD	62	150	LOD	(23)
P24-4/0,1	15	LOD	58	190	<26	(49)
P24-4/0,2	14	LOD	LOD	205	LOD	159
P25-1/0,1	14	<5	LOD	148	LOD	LOD
P25-1/0,2	15	LOD	LOD	144	LOD	LOD
S5/0,0	11	<4	LOD	151	LOD	LOD
S5/0,1	10	LOD	<45	144	LOD	LOD
S5/0,2	11	<4	LOD	133	LOD	LOD
P52-10/0,0	35	<7	83	199	LOD	LOD
P52-10/0,1	35	LOD	92	200	LOD	LOD
P52-10/0,2	39	<6	92	215	LOD	LOD
P270-8/0,0	20	LOD	79	158	LOD	LOD
P270-8/0,1	21	<4	LOD	196	LOD	LOD
P270-8/0,2	21	LOD	LOD	160	LOD	LOD
P270-9/0,0	17	<5	LOD	154	LOD	LOD
P270-9/0,1	20	LOD	<54	168	LOD	LOD
P270-9/0,2	17	LOD	LOD	179	LOD	LOD
P49-6/0,1	11	<6	LOD	97	<28	LOD
P49-6/0,2	10	<4	LOD	82	21	(14)
P49-7/0,0	11	LOD	LOD	182	LOD	(36)
P49-7/0,1	11	<4	LOD	173	LOD	LOD
P49-7/0,2	12	LOD	LOD	175	LOD	LOD

* Limites USEPA

Valor a negrito – supera o valor dos critérios canadianos

CONCLUSÕES

Uma vez que os solos estudados são pouco alcalinos e alcalinos e apresentam diferente teor em finos e baixos teores em MO (inferiores a 4,1 %), crê-se que a biodisponibilidade dos elementos analisados seja diferente de

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

local para local. A biodisponibilidade dos catiões metálicos será, em geral, baixa a média. Este facto, aliado à presença de finos, tenderá por um lado a evitar a migração (mobilidade) dos metais para a água subterrânea e por outro a perpetuar a situação existente no solo, pela retenção nos minerais de argila e na MO.

Nos locais abordados verificou-se que a elevada CE das águas subterrâneas se reflete na CE dos solos à superfície, pela própria salinização destes. Porém é observável que os locais que apresentam maior contaminação das águas por aniões (NO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-}) não são os que apresentam maior contaminação dos solos à superfície por metais (As, Co, Hg, Sb, Sn e V).

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito de uma colaboração estabelecida entre o LNEC, a FCT/UNL e o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) do Estado de São Paulo.

BIBLIOGRAFIA

- Basic, F., Kusic, I. e Mesic, M. (2001) – Heavy Metals in Agricultural Soils and Food Chain. Department of General Agronomy, Faculty of Agriculture – University of Zagreb, Croatia.
- EPA (2007) – Framework for Metals Risk Assessment. Office of the Science Advisor, Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 120/R-07/001, March, Washington, DC.
- Martinez, J.I. (2010) – Análise da Viabilidade de Aplicação de Tecnologias de Remediação Ambiental In Situ para Redução das Concentrações de Nitratos em Águas Subterrâneas. Costa da Caparica, Portugal. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Tecnologia Ambiental. Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo, Brasil, 233p.
- MEE (1997) – Guideline for Use at Contaminated Sites in Ontario. Table A – Surface Soil in a Potable Groundwater Situation (pH is 5 to 9). Ministry of Environment and Energy.
- Misa (2010) – Urban gardens and Soil Contaminants. Minnesota Institute for Sustainable Agriculture. March. www.misa.umn.edu (consultado em janeiro de 2012).

ANÁLISE DA CONTRIBUIÇÃO DAS FONTES POLUENTES PARA A CARGA TOTAL DE NITRATOS E FOSFATOS QUE AFLUEM À LAGOA DE MELIDES POR TRANSPORTE SUBTERRÂNEO

João Paulo LOBO FERREIRA¹, Maria Emília NOVO², Luís OLIVEIRA³

Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, 1 lferreira@lnec.pt, 2 enovo@lnec.pt, 3 loliveira@lnec.pt

RESUMO

Apresenta-se uma metodologia de análise da influência de fontes poluentes em ecossistemas lagunares costeiros parcialmente dependentes de águas subterrâneas (EDAS), tomando como caso de estudo a lagoa costeira de Melides (litoral alentejano, Portugal). Esta lagoa tem registado problemas de eutrofização e foi classificada em estado Mediocre devido ao elevado número de diatomáceas. Neste ecossistema costeiro os nutrientes chegam pela ribeira que desagua na lagoa e pelas descargas, bastante significativas, do aquífero superficial livre subjacente. A análise desenvolvida considera o transporte subterrâneo de poluentes desde a sua origem – diferentes fontes distribuídas irregularmente ao longo da bacia hidrográfica – até à ribeira e à lagoa de Melides, sendo objeto de análise os nitratos e fosfatos, causadores de eutrofização em massas de água com circulação limitada.

Sendo os nitratos um poluente conservativo e com mobilidade semelhante à da água, pôde fazer-se a análise do seu percurso desde a sua entrada no aquífero até às zonas de descarga no meio hídrico superficial por modelos numéricos de fluxo subterrâneo. Além de simular os fluxos no aquífero desde os pontos de injeção dos poluentes até às zonas de descarga na ribeira e na lagoa de Melides, o modelo numérico desenvolvido para a área de estudo permitiu identificar as origens dos poluentes que aí afluem e que são: agrícola, agropecuária e fossas sépticas.

Definido o funcionamento do aquífero e suas relações com o meio hídrico superficial através do modelo numérico, fez-se a análise do trajeto das partículas com o programa MODPATH em conjugação com o MODFLOW. Esta análise forneceu o tempo de percurso médio de uma partícula poluente desde cada fonte poluidora até à lagoa de Melides, a localização das zonas de descarga do poluente na ribeira ou na lagoa, consoante a localização de cada fonte poluente em questão e as direções de fluxo no aquífero, a percentagem de poluente entrado em cada fonte que é transferido para a ribeira e/ou lagoa em cada local de descarga, admitindo que não ocorre degradação ao longo do percurso (poluente estritamente conservativo). A determinação dos tempos de percurso permitiu definir o n.º de fontes poluentes, assim como quais são efetivamente estas fontes e onde se localizam, cujos poluentes demoram até 1 ano a atingir os meios hídricos superficiais – ou seja as fontes com impacto imediato nestes ecossistemas –, as fontes associadas a tempos de percurso suficientemente longos (mais de 70 anos) para se considerarem como pouco relevantes para o problema atual e as fontes associadas a tempos de percurso cujas extensões são inferiores a 50 anos mas suficientemente longos para poderem fazer sentir os seus efeitos na qualidade das águas superficiais depois de 2027, mesmo que sejam já aplicadas medidas de mitigação sobre essas fontes.

De seguida, e com vista a avaliar o impacto da carga poluente das várias fontes poluidoras, calcularam-se os valores médios de carga poluente (nitratos e fosfatos) por fonte poluidora, considerando (1) todas as fontes de poluição existentes e (2) as associadas a tempos de percurso iguais ou menores de 1 ano. Calculou-se ainda o peso percentual de cada fonte poluente para a carga poluente total – considerando os mesmos dois grupos de fontes poluentes – e o peso percentual para esta mesma carga por tipo de atividade económica. Foi ainda calculada a percentagem da carga poluente total por fonte poluente que atinge cada ponto de descarga no meio hídrico superficial, a percentagem (e peso em kg) da carga poluente por fonte de poluição que passa em cada ponto de monitorização no aquífero.

Deste modo foi possível definir não apenas a importância em termos de contribuição poluente potencial por fonte poluente mas também por atividade económica e por parcela agrícola. Foi também possível identificar quais as atividades económicas com maior peso poluente e, na componente agrícola, quais as culturas com maior carga poluente e/ou que mais rapidamente atingem as águas da lagoa.

Esta informação é importante para definir quais as fontes poluentes com impacto mais imediato no estado da lagoa e as que têm efeito diferido, e deste modo a que deverão ser objeto de intervenção prioritária. Por seu lado, os locais de entrada dos poluentes no meio superficial são importantes para definir eventuais áreas de

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

contenção da poluição, em particular no caso de zonas de descarga associadas a fontes poluentes cujos tempos de percurso da poluição até entrada sejam superiores a 1 ano; o conhecimento da carga poluente por atividade económica é necessário para definir tendências de evolução em cenários de mudança (ex.: sócio-económicos).

Foi ainda calculado, com base num valor médio do volume da lagoa, a correspondência em termos de concentração na lagoa (valor em mg/l) da carga poluente gerada por atividade económica, e também para os arrozais.

Palavras-chave: EDAS, relação aquífero-meio hídrico superficial, zonas de descarga do aquífero, poluição por nitratos, tempos de percurso, trajetos de partículas poluentes, associação fonte poluente-zona de descarga.

BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, J.M., Pimentel, M. (2005) – Estudos de Casos de Boas Práticas Ambientais em Agricultura. Livro da coleção “Agricultura e Ambiente”, Sociedade Portuguesa de Inovação, Porto.
- Arceivala, S.J. (1981) – Wastewater Treatment and Disposal. Marcel Dekker, New York, pp. 892.
- Diamantino, C. (2001) – Intrusão Salina: Caracterização da Situação na Faixa Costeira de Portugal Continental e Aplicação de um Modelo Matemático a uma Região a Norte de Sines. Informação Científica Hidráulica, INCH 6, LNEC, pp. 143.
- Esteves Costa, F. (coord). (1989) – Carta Hidrogeológica do Sul de Portugal escala 1:200 000. Carta e Notícia Explicativa. Lisboa, Serviços Geológicos de Portugal.
- Henriques, M.J., Martins, T.A. (2012) – Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Ensaios Laboratoriais em Amostras de Solos para a Caracterização de Parâmetros Hidráulicos e de Transporte de Solutos. Nota Técnica 05/2012/DHA. Lisboa, LNEC, pp. 18.
- Manuppella, G. (1983) – O Dogger de Santiago do Cacém. Estudos, Notas e Trabalhos do Serviço de Fomento Mineiro, Porto, Vol. XIX, Fasc. 3-4, pp. 277-295.
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1983). A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model. Open-File Report 83-875. U.S. Geological Survey. In: <http://pubs.er.usgs.gov/usgspubs/ofr/ofr83875>.
- Monteiro J.P., Chambel, A., Martins, J. (2008) – Conceptual and Numerical Flow Model of the Sines Aquifer System (Alentejo, South Portugal). International Groundwater Symposium, International Association of Hydraulic Engineering and Research (IAHR), Istanbul, Turkey, 18-20 June 2008. p 38 (abstract) and doc. elect. CD-Rom, pp. 9.
- Novo, M.E. (2010) – Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Primeiro Relatório Temático – Caracterização Geológica e Hidrogeológica das Áreas de Estudo do Alentejo e Algarve. Lisboa, LNEC, Relatório 285/2010-NAS, pp. 90.
- Novo, M.E., Oliveira, L., Lobo Ferreira, J.P. (2012) – Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Estratégias e Medidas de Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia de Melides (Quantidade e Qualidade Química e Biológica). Lisboa, LNEC, Relatório /2012-NAS, pp. 222 (in press).
- Oliveira, L., Leitão, T.L., Lobo Ferreira, J.P., Oliveira, M.M., Novo, M.E. (2011) – Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Terceiro Relatório Temático – Resultados Quantitativos e Qualitativos das Campanhas de 2011 e Balanços Hídricos. Lisboa, LNEC, Relatório 291/2011-NAS, pp. 94.
- Oliveira, L., Martins, T., Lobo Ferreira, J.P., Oliveira, M. M., Novo, M. E., Leitão, T. E. (2012) – Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Quarto Relatório Temático – Contributos para o Desenvolvimento de Medidas para uma Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos no Sul de Portugal. Lisboa, LNEC, Relatório 153/2012-NAS. pp. 44.
- Oliveira, L., Novo, M. E. (2012) – Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Componente do Núcleo de Águas Subterrâneas para o desenvolvimento de medidas de mitigação em Melides. Lisboa, LNEC, Relatório 182/2011-NAS, pp. 30.
- Paul, E., Sperandio, M. (2001) – Sludge Production and Costs Associated to Phosphorous Removal. Second International Conference on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes. Environmental Technology Journal.
- Soveral Dias, J.C. (1999) – Código de Boas Práticas Agrícolas. Lisboa, Laboratório Químico-Agrícola Rebelo da Silva, pp. 36.

PANORAMA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO LAGUNAR DO SUL DO BRASIL.

MILANI, I. C. B.¹, ÁGUAS, F.², SUZUKI, L. E. A. S.¹, COLLARES, G. L.¹, DAI PRÁ, M. ¹,
BESKOW, S. ¹, FARIA, L. C.¹

¹Universidade Federal de Pelotas, Professor do curso de Engenharia Hídrica, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Brasil.

²Universidade Federal de Pelotas, Graduando do curso de Engenharia Hídrica, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Brasil.

RESUMO

O Brasil é considerado um país continental cujas dimensões físicas atingem a proporção de um verdadeiro continente. Sua linha costeira tem uma extensão de 7.491 km, constituída principalmente de praias de mar aberto. O Brasil é banhado pelo Oceano Atlântico, numa extensão de 7.408 km, que aumenta para 9.198 km se considerado as saliências e as reentrâncias do litoral. A interação de seu quadro climático com as condições geológicas dominantes gera importantes excedentes hídricos. Como resultado, o Brasil destaca-se no cenário mundial pela grande descarga de água doce dos seus rios, cuja produção hídrica representa 53% da produção de água doce do continente sul-americano e 12% do total mundial. A grande reserva de água doce superficial e subterrânea existente no Brasil acaba dando suporte à cultura do desperdício da água disponível, à não realização dos investimentos necessários ao seu uso e proteção mais eficientes, e à sua pequena valorização econômica. Um dos estados brasileiros, o Rio Grande do Sul, está localizado na Região Sul do Brasil é o segundo estado do país em corpos de água. A planície costeira do sul do Brasil tem sua paisagem dominada por lavouras de arroz irrigado, sendo esta uma das principais atividades econômicas da região. A utilização de defensivos agrícolas e a irrigação são as principais formas de impacto negativo dessa atividade, utilizando grandes vazões de água para esta atividade, provenientes de mananciais superficiais e subterrâneos afetando o equilíbrio hídrico regional. Apesar do imenso potencial hídrico do Brasil e em especial do Rio Grande do Sul, deve-se ficar em estado de alerta e priorizar ações que visem a manutenção da qualidade dos recursos hídricos e a reversão urgente do dramático quadro de desperdício e poluição dos corpos de água para níveis compatíveis com a sustentabilidade, em curto, médio e longo prazos. Esta ação é urgente, tanto nos grandes centros urbanos como no meio rural, tendo considerando os intensos processos de erosão do solo agrícola e uso intensivo e desordenado de insumos químicos na agricultura, potenciais impactantes dos recursos hídricos. Desta forma o presente trabalho apresenta o panorama das águas desta região, apontando alguns impactos da atividade orizícola como forma a alertar para a importância da busca constante na eficiência nos processos de irrigação, otimização dos processos de adubação com o menor número de insumos, reduzindo assim os impactos de contaminação dos mananciais hídricos superficiais e subterrâneos.

Palavras Chave: águas subterrâneas, orizicultura, contaminação hídrica, lagoas costeiras, lagoas costeiras

PANORAMA GERAL DO BRASIL

O Brasil situa-se entre as latitudes 5° norte e 34° sul e longitudes de 35° e 74° oeste, sendo cortado pela Linha do Equador e pelo Trópico de Capricórnio, ocupando 47,7% da área do continente sul-americano. Possui cerca de 190 milhões de habitantes, ocupa uma área territorial de 8.514.876 km² e é o país mais extenso da América do Sul. É ainda o terceiro das Américas e o quinto do mundo, tanto em extensão territorial como em população (IBGE, 2010). Devido a grande extensão territorial, o Brasil é considerado um país continental cujas dimensões físicas atingem a proporção de um verdadeiro continente sendo que seu território ocupa 1,6% da superfície do globo terrestre, 5,7% das terras emersas do planeta Terra, 20,8% da superfície do continente americano e 47,3% da superfície da América do Sul. A linha costeira do Brasil tem uma extensão de 7.491 km, constituída principalmente de praias de mar aberto. O Brasil é banhado pelo Oceano Atlântico, numa extensão de 7.408 km, que aumenta para 9.198 km se considerado as saliências e as reentrâncias do litoral.

Observa-se que o Brasil possui uma diversidade climática, predominando o tipo tropical e subtropical úmidos, equatorial úmido e semi-árido. Em termos pluviométricos, mais de 90% do território brasileiro recebe chuvas abundantes – entre 1 e 3 mil mm ano⁻¹, apresentando ainda uma das mais amplas, diversificadas e extensas redes fluviais de todo o mundo, contando com a maior reserva mundial de água doce, o maior potencial hídrico da Terra. A maior parte dos rios brasileiros é de planalto, apresentando encachoeiramentos que permitem o aproveitamento hidroenergético. Em sua maior parte, os rios brasileiros são perenes, isto é, nunca secam. Na região semi-árida do Nordeste brasileiro há rios que podem desaparecer durante uma parte do ano, na estação seca, sendo chamados de rios temporários ou intermitentes. A interação desse quadro climático com as

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

condições geológicas dominantes gera importantes excedentes hídricos. Como resultado, o Brasil destaca-se no cenário mundial pela grande descarga de água doce dos seus rios, cuja produção hídrica, $177.900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mais $73.100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ da Amazônia internacional, representa 53% da produção de água doce do continente sul-americano e 12% do total mundial. Também destaca-se pela imensa reserva de águas subterrâneas em seus imensos aquíferos.

A grande reserva de água doce existente no Brasil acaba dando suporte à cultura do desperdício da água disponível, à não realização dos investimentos necessários ao seu uso e proteção mais eficientes, e à sua pequena valorização econômica, isto é, a água tem sido considerada como um bem livre de uso comum. Entretanto a distribuição destes recursos hídricos não é uniforme ao longo do território nacional, sendo que cerca de 80% da produção hídrica total encontra-se apenas em três grandes unidades hidrográficas – Amazonas, São Francisco e Paraná.

PANORAMA DAS ÁGUAS NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

O estado do Rio Grande do Sul está localizado na Região Sul do Brasil e ocupa uma área de 282.062 km^2 (cerca de pouco mais que 3% de todo território nacional). Todo o seu território está abaixo do Trópico de Capricórnio. O Rio Grande do Sul, conforme censo do IBGE em 2010, totalizou 10.693.929 habitantes. Apresenta, em sua maior parte, relevo baixo, com 70% de seu território a menos de 300m de altitude (IBGE, 2010). A costa do Rio Grande do Sul é retilínea, com cerca de 622 km de extensão, constituindo uma das mais extensas e contínuas praias arenosas do mundo, possuindo em um mesmo ambiente rios, praias de água doce, mar aberto, dunas móveis e fixas, com mais de 10 metros de altura, lagos e serras, um complexo único e extremamente importante para a sustentabilidade ambiental e econômica da região.

O Estado é banhado pelo Oceano Atlântico e é o segundo estado do país em corpos de água. Um verdadeiro cordão de lagoas estende-se pelos mais de 620 km da costa do Estado, formando uma das mais belas geografias litorâneas do país. Esses ambientes foram construídos pela natureza ao longo de mais de 200 mil anos, por força do movimento de avanço e regressão do mar sobre a superfície da costa. O estado do RS possui 61 lagoas, destacando-se a Lagoa dos Patos que é a maior lagoa do Brasil e a segunda da América Latina. Ela possui 265 Km de comprimento e uma superfície de 10144 km^2 , estendendo-se na direção norte-nordeste-sul-sudoeste, paralelamente ao Oceano Atlântico.

2.1 SISTEMA LAGUNAR MIRIM-MANGUEIRA

Nesta região encontra-se a bacia hidrográfica do sistema lagunar Mirim-Mangueira, cuja área é de 57.000 km^2 , sendo 49% em território brasileiro e 51% em território uruguaio (Figura 1), composta basicamente de duas grandes lagoas, sendo a Lagoa Mirim (3520 km^2) e a Lagoa Mangueira (900 km^2). Esta última é a lagoa mais recente formada no Holoceno (TOMAZELLI e VILLWOCK, 1995), é um sistema raso, não apresenta tributários, nem efeitos de marés, possui comprimento de 90 km e uma área de 900 km^2 com uma área de drenagem de tamanho similar (SANTOS et al., 2008). É separada do oceano por uma barreira arenosa com mais de 100 km de extensão. Esse fato, associado com a ausência de grandes rios, ocorrência de gradientes topográficos no sentido Mirim-Mangueira e dominância de sedimentos arenosos permeáveis sugerem que a hidrogeoquímica desse ecossistema seja controlada por fluxos subterrâneos e sem comunicação superficial com o Oceano Atlântico.



Figura 1- Corpos lagunares da região sul do Brasil.

A única ligação superficial da Lagoa Mangueira é através do Banhado do Taim, situado ao norte desta lagoa, que se liga com as águas da Lagoa Mirim. A Estação Ecológica do Taim (ESEC-Taim), mundialmente conhecida por sua função como ponto de descanso e nidificação de aves migratórias, fundamental para a

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

preservação dos ecossistemas locais e melhoria da qualidade de vida da população. Essas águas, exceto as do Banhado do Taim, são utilizadas para pesca, recreação e especialmente na orizicultura, que é a principal atividade econômica da região, a qual mantém lâminas de água sobre o cultivo. Dessa forma, o regime hidrológico desses três ambientes também está interligado, de modo que a retirada de água para a irrigação do arroz e as obras de construção de sistemas de irrigação afeta todo o sistema, aumentando a alimentação subterrânea, pela diminuição no volume de água disponível para a manutenção dos ecossistemas (ATTISANO et al., 2008). A Lagoa Mangueira exerce um papel importante no fornecimento de água para o lençol freático e este, por diferença de pressão hidrostática, advecção na região costeira.

A região é composta por diferentes barreiras arenosas, as quais possuem grande permeabilidade, o que proporciona tanto descarga de água continental subterrânea como intrusão da água do mar, promovendo, assim, reações, circulação e troca de elementos dissolvidos entre os aquíferos continental e costeiro. Essas barreiras, sem dúvida, compartimentam a geologia e o fluxo subterrâneo das águas, indicando a existência de diferentes tipos de solo e, até mesmo, a presença de diferentes aquíferos superficiais, os quais podem contribuir de forma diferenciada para a composição das águas superficiais e subterrâneas desse sistema. Portanto, além do transporte de água superficial do complexo lagunar Mirim-Mangueira, soma-se a este, o transporte subterrâneo, que, sem dúvida, acaba por abastecer um importante aquífero freático costeiro. A utilização de água subterrânea para consumo humano ocorre em toda planície costeira, sendo que, no Balneário do Hermenegildo, a salinização é uma reclamação dos moradores locais.

2.2 IMPACTOS DA ATIVIDADE ORIZÍCOLA NO SISTEMA MIRIM-MANGUEIRA

A planície costeira do sul do Brasil tem sua paisagem dominada por lavouras de arroz irrigado, sendo esta uma das principais atividades econômicas da região em estudo, a qual mantém lâminas de água durante grande parte do período de cultivo (ATTISANO et al., 2008). A utilização de defensivos agrícolas e a irrigação são as principais formas de impacto negativo dessa atividade. A vazão utilizada para a irrigação da lavoura de arroz ($420 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) é equivalente a 54% da vazão média superficial do sistema (SANTOS et al., 2004). O nível freático é um dos fatores que afeta a demanda de água para irrigação da lavoura de arroz, sendo os requerimentos de água inferiores quando o aquífero é superficial. O cultivo de arroz é tão importante para a região, que todo sistema hidrológico foi alterado na década de 70 para atender os requisitos dos orizicultores. Para evitar a entrada de águas salobras estuarinas em épocas de estiagem foi construída uma barragem que impede o influxo de água através do Canal São Gonçalo.

A extração de água para orizicultura tem alterado o regime hidrológico da região, incluindo as Lagoas Mirim e Mangueira e o Banhado do Taim. Esse ecossistema é ainda mais afetado quando associado aos picos de evapotranspiração. Nestas épocas de estiagem a retirada de água das lagoas é maior, visando suprir o déficit das taxas de precipitação. Esta etapa coincide com a fase do desenvolvimento das plantações e nesta fase, o nível de água, nas lavouras de arroz, pode ser gradativamente de 8 a 15 cm, mantendo-o assim durante o desenvolvimento (ANA, 2001).

Os processos de retirada de água para a irrigação necessitam da construção de canais de drenagem e de estruturas hidráulicas que permitem o escoamento das águas até as lavouras. Os canais de irrigação são abertos às margens da Lagoa e são aprofundados para uma melhor captação de água nos períodos de estiagem. Nestes canais (Figura 2), os fluxos advectivos ocorrem mais intensamente, devido à ação antrópica de retirada da camada superior do solo, a qual expõe as camadas arenosas, favorecendo a advecção subterrânea e alterando significativamente o ambiente.



Figura 2 – Canal de drenagem situado na margem Oeste da Lagoa Mangueira.

Os transportes subterrâneos podem contribuir de forma considerável para o aumento dos teores de nutrientes, metais e elementos dissolvidos, principalmente em regiões onde a atividade agrícola é predominante (SHUWARTZ, 2003). Em um balanço hídrico tradicionalmente são consideradas a contribuição da precipitação, da evapotranspiração e do escoamento superficial. Porém, a contribuição da água subterrânea raramente é inserida, embora ela possa contribuir significativamente tanto em volume de água quanto em massa de elementos. A advecção da água subterrânea pode ser apontada como a principal fonte da riqueza ecológica da

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Lagoa Mangueira, uma vez que ela não apresenta expressivos tributários.

Estudos realizados na região (Milani et al, 2009 e Santos et al, 2008) tem demonstrado que a Lagoa Mangueira está sujeita a importantes aportes de elementos provenientes da associação entre processos de advecção da água subterrânea, de remineralização da matéria orgânica das águas do Banhado do Taim e da ressuspensão dos sedimentos de fundo. O mesmo estudo evidenciou que os fluxos de elementos dissolvidos via água subterrânea contribuem significativamente para o enriquecimento e contaminação das águas superficiais da Lagoa Mangueira e que a advecção de água subterrânea deve ser inserida no balanço hidrológico e de elementos do sistema Mirim-Mangueira-Oceano Atlântico, visando a sustentabilidade destes ambientes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar do imenso potencial hídrico do Brasil e em especial do Rio Grande do Sul, deve-se ficar em estado de alerta e priorizar ações que visem a manutenção da qualidade dos recursos hídricos e a reversão urgente do dramático quadro de desperdício e poluição dos corpos de água para níveis compatíveis com a sustentabilidade, em curto, médio e longo prazos. Esta ação é urgente, tanto nos grandes centros urbanos como no meio rural, tendo considerando os intensos processos de erosão do solo agrícola e uso intensivo e desordenado de insumos químicos na agricultura, potenciais impactantes dos recursos hídricos. A utilização dos recursos subterrâneos deve ser incentivada, mas com critério, de forma racional e sustentável para impedir que estes sejam superexplorados, contaminados e até mesmo extintos. Desta forma, as empresas ligadas à prospecção, tratamento, distribuição e as outras atividades relacionadas aos recursos hídricos, assim como os órgãos do poder público desse segmento, devem ter consciência da importância e do cuidado que devem dispensar ao tratar a questão. Os crescentes níveis de percepção da vulnerabilidade dos mananciais subterrâneos às formas desordenadas de extração indicam que ações de prevenção devem ser tomadas o quanto antes. Com atitudes nesse sentido pode-se garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos do mundo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio financeiro recebido da FAPERGS – Edital ARD 2009 para o desenvolvimento deste trabalho (Processo 09/0378-9).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA. Relatório de visita de campo trecho paulista da Bacia do Paraíba do Sul, Cidades de Guaratinguetá e Taubaté. Rio de Janeiro: Fundação COPPETEC/UFRJ, Agência Nacional de Águas (ANA), 2001. Relatório Técnico.
- Attisano, K. K. e . et al. Evidences of continental groundwater inputs to the shelf zone in Albardão, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 56, p. 189, 2008
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- Milani, I.C.B., Andrade, C.F.F., Attisano, K.K., Contreira, L., Niencheski, L.F.H., Santos, I.R., Milani, M.R.R.. Biodiversidade e Ordenamento Territorial – Discharge of metals by groundwater into a coastal lagoon in Southern Brasil. In: *Sustentabilidade Socioambiental da Bacia da Lagoa Mirim*, 1. Ed. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010, p. 104-114.
- Milani, I.C.B et al.. Fluxos subterrâneos de nutrientes e metais traço para a Lagoa Mangueira (RS). *Águas Subterrâneas e XVI Encontro Nacional de perfuradores de Poços*, 2008.
- Santos, I. R. ; Baisch, P. ; Lima, G. ;Silva-Filho, T.n.p. Vieira, E.. (2004) Nutrients in surface sediments of Mirim lagoon, Brazil-Uruguay border. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1): 85-94.
- Santos, I. R., F. Niencheski, W. Burnett, R. Peterson, J. Chanton, C. F. F. Andrade, I. B. Milani, A. Schmidt e K. Knoeller. Tracing anthropogenically driven groundwater discharge into a coastal lagoon from southern Brazil. *Journal of Hydrology*, v.353, n.3-4, p.275-293. 2008.
- Schwartz, M.C., 2003. Significant groundwater input to a coastal plain estuary: assessment from excess radon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56 (1), 31–42.
- Tomazelli, L.J.; Villwock, J.A. 2005. Mapeamento geológico de planícies costeiras: o exemplo da costa do Rio Grande do Sul. *Gravel*, 3:109-115 .

O AQUÍFERO ALUVIONAR DA FOZ DO RIO BERO, NAMIBE, ANGOLA

José M. M. AZEVEDO¹, Nelson E.V. RODRIGUES², Alfredo C. DE LÚCIO³,
Florentino C. DOMINGOS³, Jorge MORAIS³

1 Centro de Geofísica e Depto de Ciências da Terra, FCTUC, Universidade de Coimbra – jazevedo@uct.uc.pt

2 Centro de Geociências e Depto de Ciências da Terra, FCTUC, Universidade de Coimbra – nelsonr@uct.uc.pt

3 Depto de Ciências da Terra, FCTUC, Universidade de Coimbra

RESUMO

Apresenta-se o enquadramento físico geral e a caracterização hidrogeológica sintética dos depósitos aluvionares localizados na foz do Rio Bero, Namibe, Angola.

As massas de água armazenadas neste aquífero constituem a maior reserva de água doce regional e são determinantes para o abastecimento público, nomeadamente à cidade do Namibe, e nas atividades agrícolas locais. Atendendo ao enquadramento hidroclimatológico regional (reflete-se numa reduzida e irregular recarga aquífera) e à acentuada pressão antrópica (captação hídrica intensiva e elevada carga contaminante) a gestão racional e a preservação destas reservas subterrâneas é fundamental.

Palavras-chave: Rio Bero, Aluviões, Aquífero, Captações, Riscos

INTRODUÇÃO

Embora sendo importantes em qualquer enquadramento, as massas de água doce naturais assumem um papel decisivo em locais com clima árido e com aglomerados populacionais numerosos. O caso em estudo insere-se claramente neste contexto - a cidade do Namibe e arredores possuem uma população superior a 500.000 habitantes e, contrariamente a outros locais do sul de Angola como por exemplo a cidade do Lubango (Baptista, 2010 e Azevedo et al., 2011), a precipitação atmosférica média anual é muito reduzida (cerca de 50 mm) e os rios regionais apresentam um regime sazonal a efémero. Assim, a principal massa de água doce natural, quer pelo volume armazenado, quer pela estabilidade plurianual, está nos depósitos aluvionares das margens da foz do rio Bero.

Na presente comunicação pretende-se realçar este facto e apresentar recomendações para a melhor gestão e preservação deste recurso natural.

ENQUADRAMENTO GERAL

A área em estudo localiza-se na Província do Namibe, litoral sul de Angola (Fig. 1), nomeadamente nas proximidades da cidade do Namibe.

Hidrograficamente insere-se no setor terminal da bacia do rio Bero (área de 10.551 km²). Este rio apresenta regime sazonal a efémero torrencial.

A região enquadrante apresenta clima árido (seco, desértico, quente) com uma precipitação atmosférica média anual próxima de 54mm; as temperaturas médias diárias variam entre os 17°C e os 25°C (elementos referidos no Plano de Desenvolvimento Integrado da Província do Namibe - PDIPN, 2005).

Topograficamente evolui um vale aluvionar aplanado limitado lateralmente por arribas de rochas sedimentares mais coerentes e estratificadas subhorizontalmente.

A geologia local compreende a seguinte sequência descendente (Carvalho, 1955 e Carta Geológica da Província do Namibe *in* PDIPN, 2005):

- Depósitos aluvionares resultantes da atividade do rio Bero (Fig. 2 e 3);
- Arenitos e siltitos de natureza marinha do Pliocénico-Quaternário;
- Conglomerados, arenitos, argilitos, margas e calcários do Eocénico.

Quer as rochas sedimentares detríticas, quer os depósitos aluvionares resultaram da desagregação de rochas metamórficas e ígneas situadas a E-SE e, no geral, apresentam granulometrias médias a finas de natureza siliciclástica.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

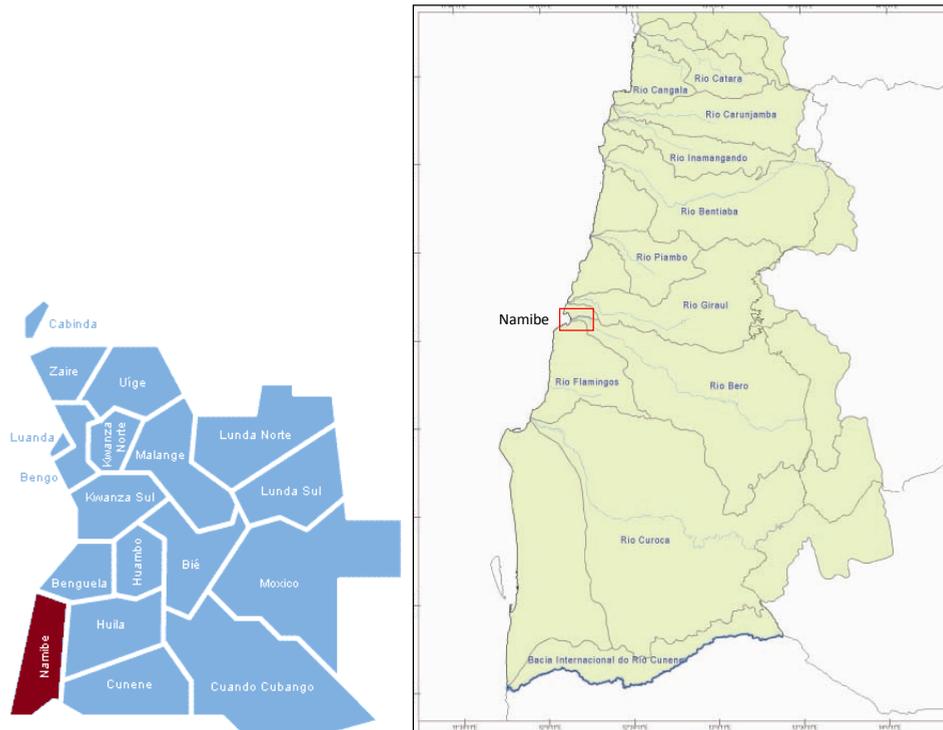


Figura 1 - Indicação da zona em estudo na foz do rio Bero e no sector centro-oeste da Província do Namibe (Carta das Bacias Hidrográficas da Província do Namibe, PDIN, 2005).

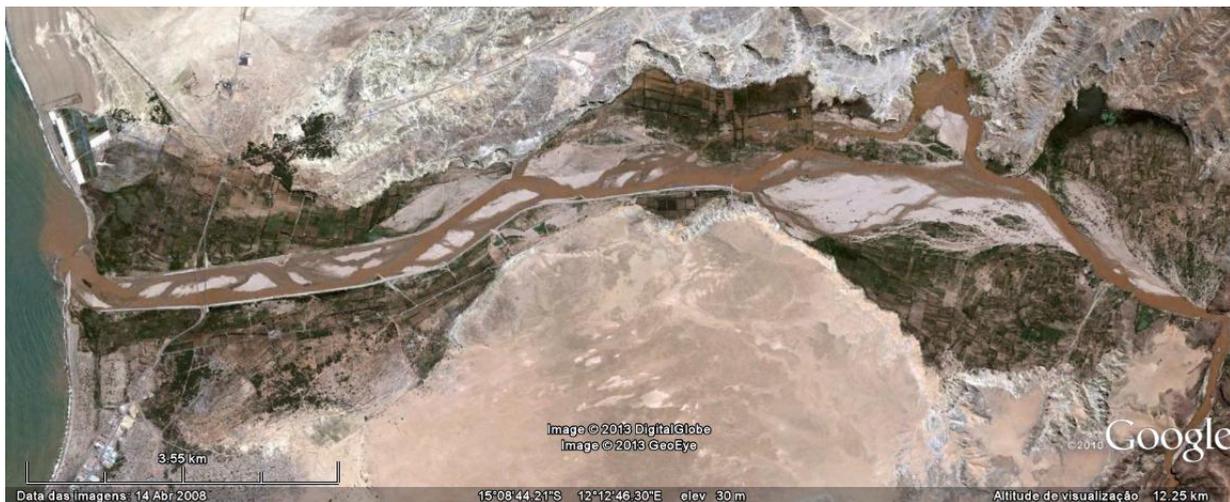


Figura 2 - Localização dos depósitos aluvionares (manchas escuras) nas margens direita e esquerda do rio Bero (imagem Google Earth, abril de 2008).

CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA

Os depósitos aluvionares que ocorrem em ambas as margens do rio Bero (Figuras 2 e 3) armazenam importantes massas de água subterrânea indispensáveis ao abastecimento público à cidade do Namibe e às atividades agrícolas locais. Para além das três captações públicas (furos implantados na margem esquerda), a exploração dos aquíferos aluvionares é intensa e efetua-se fundamentalmente através de furos com reduzido diâmetro e com profundidade inferior ou próxima dos 12m, e de poços (designados regionalmente por cacimbas).

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

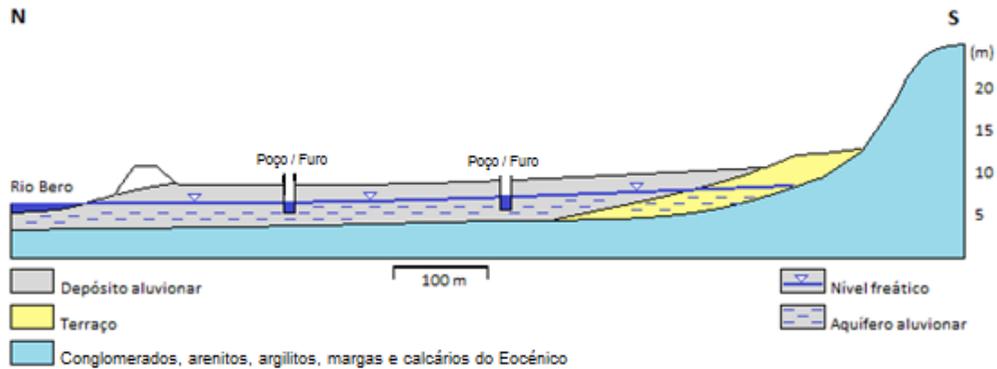


Figura 3 - Perfil hidrogeológico simplificado representando o aquífero aluvionar da foz do Rio Bero, Namibe, Angola (adaptado de De Lúcio, 2019, Domingos, 2010 e Morais, 2012).

As unidades aquíferas freáticas apresentam as seguintes características:

- Meio poroso constituído essencialmente por uma matriz arenosa;
- Apresentam porosidade (n) e condutividade hidráulica (K) médias a elevadas;
- O fluxo hídrico evolui na generalidade de E para W;
- A recarga aquífera resulta da infiltração da água das chuvas e pontualmente da irrigação excessiva; é complementada pela descarga do rio Bero nos períodos de escoamento superficial;
- A descarga aquífera natural é feita para o mar, para o leito do rio Bero e para unidades aquíferas mais profundas; é complementada por evaporação direta e evapotranspiração.

A medição *in situ* de alguns parâmetros físico-químicos (T, pH, CE) nos anos de 2010 a 2012 evidenciou:

- A temperatura da água aquífera é quase sempre superior a 20°C e está em equilíbrio com a temperatura atmosférica; tendencialmente aumenta com a proximidade ao mar.
- Os valores da condutividade elétrica (CE) oscilam maioritariamente entre 700 e 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C; demonstram uma clara contaminação e/ou salinização da água subterrânea, nomeadamente nos pontos mais próximos do mar;
- Os valores do pH variam maioritariamente entre 6,5 e 7,5; foram registados alguns valores significativamente superiores decorrentes de maiores tempos de residência da água no aquífero, ou resultantes de processos de contaminação e salinização.

RISCOS E RECOMENDAÇÕES

Atualmente as massas de água armazenadas nas diversas unidades aquíferas aluvionares apresentam os seguintes riscos:

- Salinização associada, quer à intrusão salina decorrente da sobre-exploração, quer à contaminação a partir de aerossóis marinhos;
- Contaminação decorrente do uso excessivo de fertilizantes e insecticidas nas actividades agrícolas e agropecuárias que ocorrem nas Fazendas ali presentes;
- Esgotamento de reservas devido à exploração excessiva e a uma diminuição da recarga aquífera decorrente de intervenções humanas nas margens e de alterações climáticas regionais.

A exploração descontrolada e progressivamente mais acentuada de água subterrânea vêm promovendo um défice entre as entradas naturais e as saídas de água do aquífero. Este facto, associado às actividades humanas na zona estudada, tem contribuído para a redução da capacidade produtiva dos poços e furos, implicando o aumento de custo de extração e a implantação de novos furos.

No sentido de remediar os efeitos destes processos e de evitar situações graves de stress hídrico, recomenda-se:

- Promover o uso racional e sustentável desta importante reserva de água, tanto em termos quantitativos como qualitativos;
- Implementar um programa de monitoramento da qualidade da água captada e dos níveis piezométricos;
- Efetuar o cadastro das captações existentes e promover o licenciamento controlado da perfuração de novos poços e furos;
- Delimitar e condicionar as actividades antrópicas nas principais zonas de recarga aquífera.

BIBLIOGRAFIA

- Azevedo, JM, Rodrigues, NEV, Baptista, ES, (2011) Enquadramento geológico e hidrogeológico das captações da Bombagem e da Tundavala, Lubango, Angola. - *Proceedings* do 8º Seminário sobre Águas Subterrâneas. Lisboa. 3p.
- De Lúcio, A.C. (2010) Caracterização hidrogeológica de depósitos aluvionares na margem direita da foz do rio

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

- Bero (Fazenda da Estação Experimental Agrícola do Namibe-Reserva Fundiária do Estado) - Namibe, Angola. – Tese de Mestrado em Geociências. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 55p.
- Domingos, F.C. (2010) Caracterização Hidrogeológica do Depósito Aluvionar na Margem Esquerda da Foz do Rio Bero (Fazendas de Benfica, de Torres e de Aida), Namibe, Angola. – Tese de Mestrado em Geociências. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 51p.
- Baptista, E.S.R. (2010) Caracterização Hidrogeológica e Medidas de Protecção das Captações da Bombagem e da Tundavala, Lubango, Angola. – Tese de Mestrado em Geociências. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 72p.
- Morais, J. (2012) Caracterização hidrogeológica dos depósitos aluvionares da margem sul da foz do rio Bero, Namibe, Angola. – Tese de Mestrado em Geociências. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 56p.
- Plano de Desenvolvimento Integrado da Província do Namibe – PDIPN (2005) - Ed. do Governo Provincial do Namibe.
- Soares de Carvalho, G. (1955) Carta Geológica 1:40.000 da Orla Sedimentar de Moçamedes – Região entre o rio S. Nicolau e o rio Carujamba, – Edição Serviços de Geologia e Minas de Angola.

CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA LAGOA MANGUEIRA - REGIÃO SUL DO BRASIL.

MILANI, I. C. B.¹, ÁGUAS, F.², SUZUKI, L. E. A. S.¹, COLLARES, G. L.¹, DAI PRÁ, M.¹, BESKOW, S.¹, FARIA, L. C.¹

¹Universidade Federal de Pelotas, Professor do curso de Engenharia Hídrica, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Brasil.

²Universidade Federal de Pelotas, Graduando do curso de Engenharia Hídrica, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Brasil.

RESUMO

O Brasil é considerado um país continental cujas dimensões físicas atingem a proporção de um verdadeiro continente. Sua linha costeira tem uma extensão de 7.491 km, constituída principalmente de praias de mar aberto. O Brasil destaca-se no cenário mundial pela grande descarga de água doce dos seus rios, cuja produção hídrica representa 53% da produção de água doce do continente sul-americano e 12% do total mundial. Destaca-se também pela imensa reserva de água subterrânea em seus diferentes e imensos aquíferos. Um dos estados brasileiros, o Rio Grande do Sul está localizado na Região Sul do Brasil é o segundo estado do país em corpos de água, destacando-se na região as Lagoas dos Patos, Mirim e Mangureira pela quantidade de água e importância para diversos usos, destacando-se para irrigação e consumo humano. A população situada às margens da Lagoa Mangureira utiliza água de poços permanentes para irrigação e também para consumo humano. Estas águas, na maioria das vezes, são utilizadas sem nenhum tipo de avaliação de sua qualidade, podendo acarretar um dano à saúde. O presente trabalho caracterizou as águas subterrâneas presentes em poços permanentes situados na barreira que separa a Lagoa Mangureira da Lagoa Mirim, visando à investigação da distribuição espaço-temporal das características das águas subterrâneas. Foi evidenciado que as águas da região estão aptas para serem utilizadas na irrigação de acordo com os parâmetros avaliados. Já para consumo humano foram identificados teores elevados de ferro dissolvido, necessitando sua remoção antes de seu consumo para evitar um dano à saúde.

Palavras chave: água subterrânea, lagoa costeira, qualidade de água, metais dissolvidos, poços artesanais.

INTRODUÇÃO

A região costeira do Estado do Rio Grande do Sul - RS é privilegiada pelo grande número de rios e lagoas, destacando-se em volume de água a Laguna dos Patos e as Lagoas Mirim e Mangureira. O sistema lagunar Mirim-Mangureira tem seu uso voltado para diversas atividades, tais como pesca, recreação e irrigação. Grande parte da região compreendida entre esse sistema é utilizada para a atividade orizícola e pecuária extensiva e as águas subterrâneas da região são intensamente utilizadas para abastecimento doméstico da população rural. A dificuldade de obtenção de água tem transformado as águas subterrâneas em alternativas para diversas comunidades. Contudo, sua exploração excessiva pode diminuir a disponibilidade e qualidade. Em áreas rurais, o manejo inadequado do solo é a principal fonte de degradação dos aquíferos (Zhang et al., 1998). Vários elementos podem intoxicar populações humanas, como por exemplo, ferro, bário, zinco, alumínio, flúor e arsênio (Baird, 1998; Smedley et al., 2002; Srinivasan et al., 1999). Os mananciais subterrâneos são alvos de constante preocupação em função da crescente exploração através de poços. O aumento da demanda de água associada ao desenvolvimento urbano e da agricultura tem gerado, em grande escala, resíduos que são despejados nos ambientes aquáticos. Estudos de caracterização das águas subterrâneas são essenciais para avaliação das possibilidades de seus usos múltiplos e como suporte a o gerenciamento dos recursos hídricos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas amostragens de água subterrânea em quatorze poços artesanais no inverno (junho) e verão (novembro) de 2010, estando estes situados às margens da Lagoa Mangureira na barreira situada entre esta lagoa e a Lagoa Mirim (Figura 1). As amostragens foram realizadas com auxílio de uma bomba peristáltica e com mangueiras Masterflex[®]. Após a drenagem da linha, iniciou-se a amostragem para determinação *in loccu* de diversos parâmetros analíticos, tais como pH, Eh, oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade, com uma sonda multiparamétrica da marca Horiba[®]. Aliquotas de 250 mL de água subterrânea foram filtradas durante a amostragem, em sistema fechado, em um *filter holder* Millipore[®], através de filtro de acetato de celulose 0,45 µm. As frações filtradas foram acidificadas com 250 µL de ácido nítrico Suprapur[®]. Estas alíquotas foram conservadas sob refrigeração até o momento da análise dos teores dos metais dissolvidos (Pb, Fe, Cr, Cd, Cu e Zn) por técnica de espectroscopia de absorção atômica por forno de grafite.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

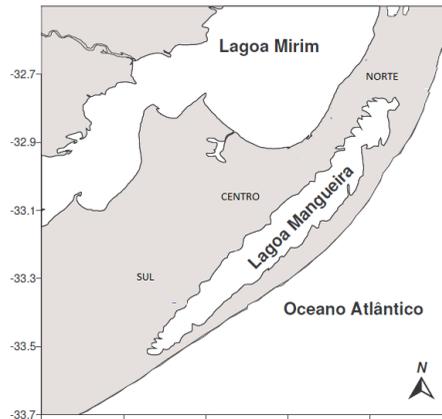


Figura 1 – Rede amostral (norte, centro e sul da barreira que separa as Lagoas Manguueira e Mirim).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido a alta variabilidade espacial, foi necessária a subdivisão da rede amostral, dentro de uma mesma lógica representativa para o ambiente. Desta forma, a rede foi subdividida conforme a feição morfológica e, neste sentido, se traçou uma subdivisão no sentido sul a norte caracterizando três feições distintas: região Norte (quatro poços), região Central (quatro poços) e região Sul (seis poços). As Tabelas 1 e 2 apresentam os teores médios associados aos respectivos desvios padrões para os poços agrupados segundo as subdivisões anteriormente citadas para o período do verão e do inverno, respectivamente.

Percebe-se pelos resultados apresentados que no período do verão, os metais presentes nas águas subterrâneas, tendem a uma homogeneidade, excetuando-se para o ferro, cuja concentração na porção norte foi significativamente mais baixa. Este comportamento pode ser justificado pela precipitação deste íon sob a forma de hidróxido, pela observação de valores de alcalinidade e Eh mais altos, os quais favorecem sua remoção da solução. No inverno, tende a um gradiente de aumento das concentrações no sentido sul-norte. Este fato parece estar associado à ação dos ventos. Nesse período, a ação predominante dos ventos do quadrante sul-sudoeste causaria um empilhamento das águas superficiais da Lagoa Manguueira no sentido norte, forçando o gradiente hidráulico subterrâneo no sentido contrário, ou seja, no sentido norte-sul. O banhado do Taim, situado na parte norte da Lagoa Manguueira, rico em materiais em suspensão, enriquece as águas subterrâneas em elementos dissolvidos. No momento em que o gradiente hidráulico se desloca da direção do banhado até a porção central-sul da Lagoa, via fluxos subterrâneos este gera um gradiente de diluição dos elementos no sentido norte-sul.

TABELA 1 – Teores médios e desvios padrões dos parâmetros hidroquímicos para o verão.

	Norte (n=4)	Centro (n=4)	Sul (n=6)
Temp (°C)	21,00±1,78	21,77±0,54	21,76±2,32
Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1154,71±602,34	787,01±201,74	737,71±264,91
Sal.	0,39±0,31	0,32±0,21	0,24±0,17
pH	6,53±0,17	6,12±0,27	6,54±0,38
Eh (mV)	151,81±54,02	164,68±100,00	6,62±143,12
Alc (meqg L^{-1})	3,54±1,23	2,18±1,15	2,41±0,92
Pb (ppb)	2,23±1,68	4,02±3,42	2,12±1,14
Fe (ppb)	97,94±65,92	561,12±472,34	492,71±445,44
Cu (ppb)	0,23±0,540	0,37±0,54	0,41±1,43
Cr (ppb)	0,07±0,05	0,12±0,11	0,32±0,30
Cd (ppb)	0,57±0,31	0,68±0,30	0,40±0,32
Zn (ppb)	8,92±15,21	8,71±1,92	8,64±8,12

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

TABELA 2 – Teores médios e desvios padrões dos parâmetros hidroquímicos para o inverno.

	Norte (n=4)	Centro (n=4)	Sul (n=6)
Temp (°C)	17,54±0,32	14,39±0,12	16,47±1,69
Cond (µS cm ⁻¹)	1027,30±673,47	812,34±147,88	678,34±372,21
Sal.	0,31±0,30	0,27±0,12	0,34±0,14
Ph	6,53±0,42	6,17±0,21	6,47±0,32
Eh (mV)	150,02±23,47	110,31±34,90	112,34±81,32
Alc (meqg L ⁻¹)	1,78±0,72	2,70±1,12	2,14±0,64
Pb (ppb)	2,04±1,12	1,45±0,47	1,32±0,47
Fe (ppb)	27,40±12,54	423,12±333,47	520,81±580,23
Cu (ppb)	1,71±2,37	0,02±0,01	0,03±0,01
Cr (ppb)	0,32±0,21	0,20±0,31	0,14±0,27
Cd (ppb)	0,40±0,18	0,31±0,14	0,21±0,12
Zn (ppb)	4,77±1,18	4,20±4,17	8,71±5,47

A análise dos resultados das médias dos parâmetros hidroquímicos avaliados nos poços artesanais indica diferença entre as estações hidrológicas avaliadas. Destacam-se as maiores temperaturas das águas subterrâneas no verão os quais favorecem a solubilização dos carbonatos presentes no solo, elevando assim, a alcalinidade das águas subterrâneas. Já, o pH manteve-se bastante constante tanto no inverno quanto no verão. O Eh foi menor no verão, porém, com desvios padrões muito elevados. Os metais dissolvidos nas águas subterrâneas dos poços artesanais da região da Lagoa Magueira apresentaram variabilidade nos períodos hidrológicos avaliados. Ao comparar os teores médios dos poços e seus desvios padrões com os limites estabelecidos pela Resolução 396 do CONAMA, de 03 de abril de 2008, para águas com finalidades de consumo humano e/ou irrigação, conclui-se que estas atendem as recomendações dos valores máximos permitidos, excetuando os teores médios de ferro dissolvido nas águas subterrâneas que se encontram em desconformidade para consumo humano, cujo limite máximo permitido é de 300µg/L. Porém, cabe destacar os altos desvios padrões de ferro, indicando haver poços com características diferenciadas, não podendo generalizar esta afirmativa e tendo sido mais evidenciado nos poços situados nas porções mais centrais e ao sul da Lagoa Magueira. Milani et al, 2010 já haviam destacado situação similar para esta região, corroborando com as afirmativas levantadas neste estudo. Desta forma recomenda-se o estudo de um processo para remoção do ferro presente nas águas subterrâneas captadas na região quando a finalidade for a utilização para consumo humano. Salienta-se que a água subterrânea da região avaliada em termos dos parâmetros avaliados está apta para utilização na atividade de irrigação, até mesmo no que tange aos teores de ferro dissolvido. Este trabalho foi um estudo preliminar, sendo nas próximas amostragens incluídos novos parâmetros de monitoramento, destacando-se a avaliação da carga microbiológica.

CONCLUSÕES

A avaliação dos poços artesanais da região demonstrou que sua composição em termos de metais dissolvidos está abaixo dos limites máximos estabelecidos pela Resolução 396 do CONAMA, de 03 de abril de 2008, para águas com finalidades de consumo humano e/ou irrigação para praticamente a totalidade dos metais avaliados. Exceção foi encontrada para ferro em diversos poços artesanais da região para ambos períodos hidrológicos, sendo desaconselhável seu uso sem tratamento adequado, para consumo humano devido a presença deste metal. Porém, cabe salientar que todos os poços estão em plenas condições para atividade de irrigação, em termos de metais dissolvidos em suas águas. Cabe salientar que a qualidade das águas subterrâneas está diretamente relacionada a quantidade de água extraída dos poços, devendo se ter um controle sobre a taxa de retirada dos mesmos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio financeiro recebido da FAPERGS – Edital ARD 2009 para o desenvolvimento deste trabalho (Processo 09/0378-9).

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAIRD, C., *Environmental chemistry*, 557 pp., W.H. Freeman and Company, New York, 1998.
- CONAMA. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução nº 396 do CONAMA, de 03 de abril de 2008.
- MILANI, I.C.B., ANDRADE, C.F.F., ATTISANO, K.K., CONTREIRA, L., NIENCHESKI, L.F.H., SANTOS, I.R., MILANI, MR.R.. Biodiversidade e Ordenamento Territorial – Discharge of metals by groundwater into a coastal lagoon in Southern Brasil. In: *Sustentabilidade Socioambiental da Bacia da Lagoa Mirim*, 1. Ed. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010, p. 104-114.
- SMEDLEY, P.L., NICOLLI, H.B., MACDONALD, D.M.J., BARROS, A.J., & TULLIO, J.O., 2002. Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*, 17(3): 259-284.
- SRINIVASAN, P.T., VIRARAGHAVAN, T., & SUVRAMANIAM, K.S., 1999. Aluminium in drinking water: an overview. *Water SA*, 25(1): 47-55.

METODOLOGIA PARA CARTOGRAFAR ÁGUAS SALGADAS E SALOBRAS APRISIONADAS EM FORMAÇÕES GEOLÓGICAS NA BEIRA, MOÇAMBIQUE

Judite FERNANDES¹, Elsa RAMALHO¹, Maria João BATISTA¹, Lídia QUENTAL¹, Ruben DIAS¹, TOMÁS OLIVEIRA¹, Elias DAUDI²; Dino MILISSE²; Grácio CUNE²; Ussene USSENE²; Vitor MANHIÇA²

1 LNEG, Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Alfragide, Portugal, judite.fernandes@lneg.pt

2 DNG, Direcção Nacional de Geologia, Maputo, Moçambique.

RESUMO

Garantir a sustentabilidade ambiental, integrando os princípios do desenvolvimento sustentável nas políticas e programas nacionais moçambicanos e inverter a actual tendência para a perda de recursos ambientais, foram os princípios orientadores para a elaboração da Carta Geoambiental da Região da Grande Beira, Moçambique (CGRGB), na escala 1/50000, no âmbito de um projecto de cooperação entre o Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Direcção Nacional de Geologia de Moçambique e Camões – Instituto da Cooperação e da Língua. A CGRGB engloba diversos aspectos ambientais, desde o conhecimento de base da geologia da zona, da ocupação do solo, ao conhecimento intrínseco das zonas com maior potencialidade de captação de água potável, até à qualidade ambiental dos solos e sedimentos. Para além de constituir uma cartografia ambiental de base, inclui também uma análise multitemporal no que concerne à evolução do litoral.

Foram aplicadas metodologias interdisciplinares que envolveram a análise detalhada de imagens de satélite multiespectrais LANDSAT e ASTER, realizados levantamentos geológicos regionais, campanhas para caracterização geoquímica de águas subterrâneas, solos e sedimentos de linhas de água e de canal e, ainda, prospecção geofísica electromagnética no domínio frequência para investigação de situações específicas surgidas no decorrer do projecto.

Numa região com escassos recursos financeiros é de extrema utilidade poder decidir onde efectuar captações com o menor risco de intersectar água salgada/salobra. Para tal, desenvolveu-se uma metodologia que permitisse efectuar o mapeamento de áreas com menor/menor probabilidade de captar água salgada e salobra aprisionada nas formações geológicas sub-superficiais (profundidade > 20m).

Este mapeamento teve como critérios:

1) Análise da dinâmica sedimentar do rio Pungué e da região costeira

Interpretou-se a evolução das dinâmicas sedimentares, acrecionárias/erosivas, do rio Pungué e da região costeira, que se reflectem na distribuição das formações geológicas e na variação geomorfológica das antigas linhas de costa (SE da Beira) e do leito do rio (SW da Beira).

Considerou-se que os depósitos holocénicos fluviais - aluviões, fluvio-estuarinos, de marisma, de duna e praia, assim como os depósitos de terraços fluviais e de antigos cordões litorais plistocénicos, quer pela sua génese quer pelo seu posicionamento geográfico, seriam classificados como tendo maior probabilidade de conter água salobra/salgada aprisionada em profundidade. Os depósitos fluviais, aluviões e eluviões indiferenciados, do Holocénico, as Areias do Dondo do Pliocénico e a Formação de Mazamba do Miocénico superior, foram pelas mesmas razões considerados como tendo menor risco.

A interpretação da evolução da linha de costa e do encaixe do rio Pungué, ao longo do Holocénico, permitiu definir antigas áreas que estiveram sob forte influência da água do mar e que são consideradas como áreas de maior risco de conter água salgada aprisionada.

2) Análise topográfica e geomorfológica

Através do modelo digital de terreno identificou-se a área continental que teria sido invadida por uma maré, de grande dinâmica, que atingisse cerca de 7 m de altura, tentando simular o efeito das transgressões marinhas ocorridas no Holocénico. Esta área foi considerada como tendo maior risco de conter água salobra/salgada aprisionada.

3) Análise hidrográfica

Avaliou-se o padrão da rede de drenagem superficial, identificaram-se as sub-bacias, os sentidos de escoamento superficiais e sub-superficiais e os locais de descarga do aquífero freático. Identificaram-se os canais sujeitos ao influxo da água do mar para terra e a distância actualmente percorrida pela água do mar nos canais.

Considerou-se a existência de duas principais sub-bacias; a 1ª drena, no sentido do rio Pungué, toda a escarpa a SW (Formação de Mazamba), que resultou do encaixe do Pungué; a 2ª é uma sub-bacia mais desenvolvida que drena uma área mais vasta para SE. Ao longo das diversas linhas de água existem numerosas charcas que correspondem a uma frente de descarga do aquífero superficial, sensivelmente de direcção E-W, em grande número, à cota de 10 m.

Como critérios adoptados, considerou-se que apenas a 2ª sub-bacia apresenta menor risco de conter água salobra/ salgada aprisionada, depois de retiradas as áreas de influxo da água salgada para terra e as áreas a jusante da frente de descarga do aquífero.

4) Análise da ocupação do solo

A partir do mapeamento da ocupação do solo, realizado através do processamento de imagens de satélite, foi dada particular atenção à distribuição espacial das áreas húmidas, dos mangais (indicadores de água salobra) e dos caniços (que indicam a presença mais ou menos constante de água doce). Esta informação foi cruzada com a informação hidrográfica e contribuiu para definir geograficamente os influxos de água salgada pelos canais e as descargas de água do aquífero freático nas charcas e linhas de água.

5) Análise hidrogeológica

Foi identificado um aquífero multi-camada, livre a semi-confinado, pouco produtivo, vulnerável, instalado nas Areias do Dondo e na Formação de Mazamba, que assegura com boa qualidade o abastecimento de poços e furos. A circulação acompanha o modelado topográfico no sentido do rio Pungué, para WSW, e do sapal para SE.

Analisou-se a distribuição espacial da condutividade eléctrica medida em 100 pontos de água subterrânea. Como critério excluíram-se as envolventes de pontos com condutividade eléctrica superior a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

As águas cuja evolução hidrogeoquímica indicou um eventual processo de freshening, ou seja de lavagem de sedimentos que estiveram em contacto com água salobra/salgada, com evidências de troca catiónica do cálcio (é retido nos sedimentos) pelo sódio (libertado para a água), definiram áreas de risco de existência de água salobra/salgada em profundidade.

6) Análise da distribuição dos elementos Na, Mg, Br, Sr nos solos

Analisou-se a distribuição espacial dos teores de sódio, magnésio, bromo e estrôncio, nos solos superficiais e sub-superficiais, por serem, de entre os elementos analisados, aqueles que podem reflectir ambiente marinho. A sua presença nos solos relaciona-se quer com o spray marinho, que os deposita sobre os solos, sendo posteriormente lixiviados para a profundidade, quer com o ambiente deposicional das formações que dão origem aos solos. Estes elementos, quando em valores elevados, definiram áreas de maior risco de existirem sais marinhos nas formações sub-superficiais.

7) Análise geofísica

Por último, analisaram-se os diversos perfis geofísicos realizados, cuja baixa resistividade em alguns níveis indica claramente a presença de águas salobras e salgadas aprisionadas.

A caracterização geoelectrica das formações existentes a partir da prospecção electromagnética permitiu definir 2 camadas com limites de resistividade baixos (5 a 15 ohm.m) a muito baixos (0 a 5 ohm.m), que tudo indica corresponderem a camadas areno-argilosas, respectivamente, com água salobra e com água salgada. Esta interpretação baseou-se na validação do sinal electromagnético em perfis efectuados junto a poços de água salobra (zona do aeroporto, em Manga-Mascarenhas e Manga-Loforte).

Os perfis mostram, claramente, a existência de água aprisionada salobra e salgada, quer em camadas lenticulares descontínuas quer em camadas com alguma continuidade, a profundidades muito variáveis, dependendo do posicionamento geográfico do perfil. Existem duas origens possíveis para estas águas, a que se liga directamente ao ambiente deposicional com sedimentações alternadas marinhas e fluviais, e a que resulta dos influxos de água salgada para terra, contemporâneos e ao longo do Holocénico.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

8) Mapeamento de áreas de maior e menor risco de captar água salobra/salgada

Por último foi possível mapear áreas com maior (vermelho) e menor (azul) probabilidade de intersectar água salobra/salgada aprisionada a profundidades > 20m (Figura 1, caixa 8). A pesquisa e prospecção de novas origens de água subterrânea para abastecimento público deverá ser direccionada para a área a Norte, onde o risco de inviabilização da captação é menor.

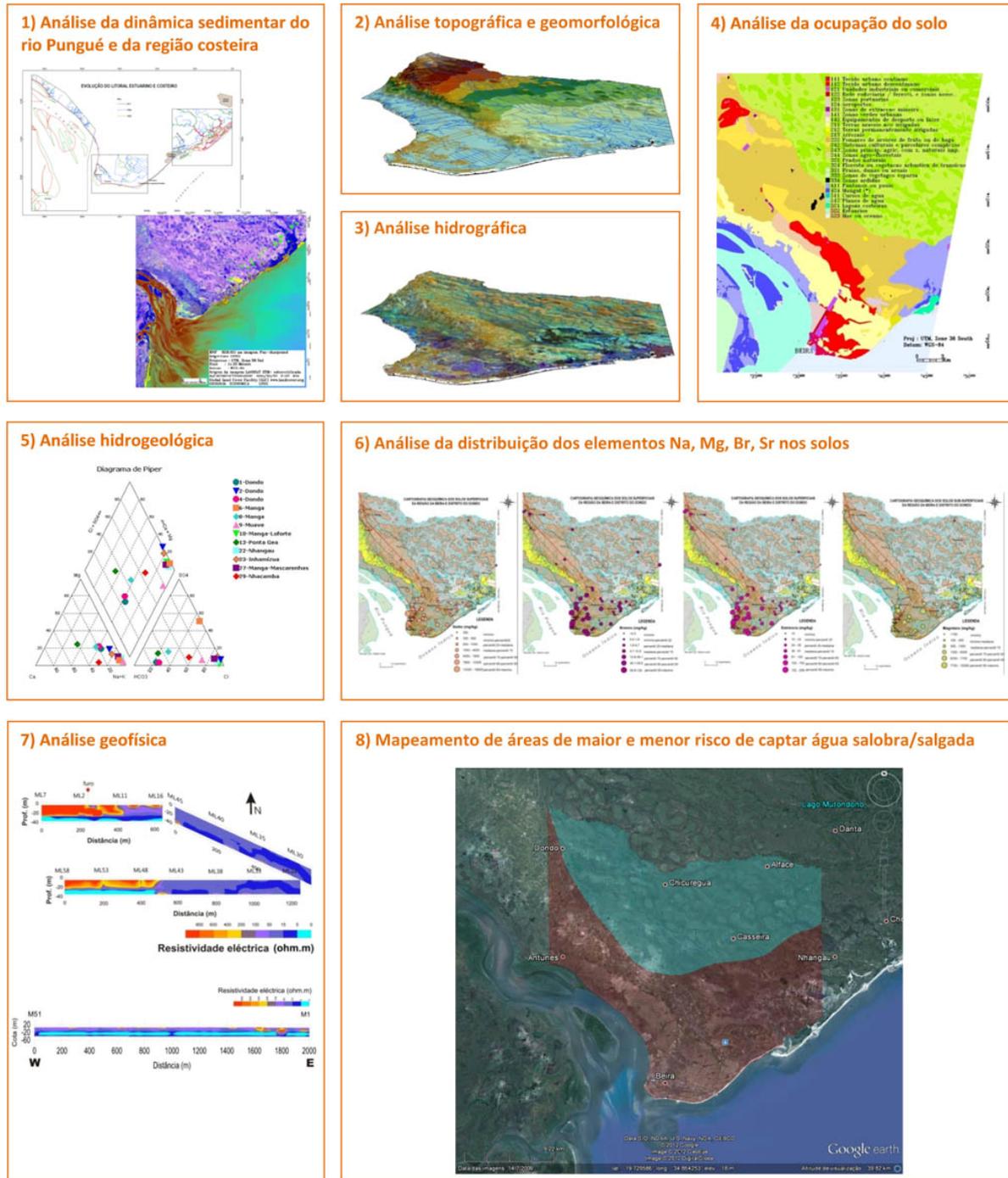


Figura 1 – Diagrama com a metodologia utilizada para mapear áreas de risco de captação de água salobra/salgada. A vermelho, com maior e, a azul, com menor, probabilidade de intersectar água salobra/salgada aprisionada a profundidades > 20m.

Palavras-chave: Águas Subterrâneas, Cartografia Geoambiental, Beira, Moçambique.

PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E LIMITAÇÕES HIDROGEOLÓGICAS DO AQUÍFERO CRETÁCICO INFERIOR DA REGIÃO DE LISBOA PARA O SEU APROVEITAMENTO COMO RECURSO GEOTÉRMICO DE BAIXA ENTALPIA

Rayco Marrero Diaz^{1#}, Augusto Costa¹, Luisa Duarte¹, Elsa Ramalho¹, Carlos Rosa¹ & Diogo Rosa²

¹Laboratório Nacional de Energia e Geologia (LNEG), Estrada da Portela, Bairro do Zambujal, Apartado 7586, Alfragide 2610-999, Amadora, Portugal.

rayco.diaz@lneg.pt

²Geological Survey of Denmark and Greenland (GEUS), Copenhagen, Dinamarca.

Colaborador científico do Instituto Volcanológico de Canarias (INVOLCAN), 38400, Puerto de la Cruz, Tenerife, Ilhas Canárias, Espanha.

RESUMO

Os estudos de prospecção de gás e petróleo, as sondagens e furos perfurados e os mapas de densidade de fluxo de calor da região de Lisboa [1], permitiram identificar vários aquíferos profundos com potencial geotérmico para usos diretos (20-80°C). Um destes potenciais recursos geotérmicos é o aquífero do Cretácico Inferior que já foi explorado na década de 1990 em duas instalações geotérmicas em Lumiar e Oeiras [2,3]. Este aquífero pode novamente representar um alvo prioritário para os futuros projetos de exploração geotérmica de baixa entalpia na região de Lisboa, tendo em conta (1) a sua temperatura sub-superficial (50°C a 1500 m de profundidade), e (2) as suas interessantes propriedades hidrogeológicas (transmissividades de até 400 m²/d e caudais de exploração de até 180 m³/h) [1,2]. A presente comunicação mostra, baseada na recopilação e integração de estudos prévios feitos até agora, as principais características e limitações hidrogeológicas do aquífero Cretácico Inferior para um aproveitamento a longo prazo (em termos de caudal e temperatura) como um recurso energético sustentável e não poluente.

Palavras-chave: recursos geotérmicos de baixa entalpia; aquífero Cretácico Inferior; características e limitações hidrogeológicas; salinização; Lisboa.

O aquífero Cretácico Inferior (ACI) da região de Lisboa é um aquífero multicamada (normalmente artesianos) em arenitos e argilas de idade Albiano Inferior-Barremiano Superior (Cretácico Inferior) semi-confinado pelos depósitos vulcânicos de baixa permeabilidade do Cretácico Inferior (Complexo Vulcânico de Lisboa, CVL) e pelas margas Paleogénicas (Complexo de Benfica) suprajacentes. Os furos identificados na região de Lisboa que exploram o ACI permitem identificar um potencial aproveitamento geotérmico através das suas propriedades hidrogeológicas (2 - 400 m²/d de transmissividade; 15 - 25% de porosidade efetiva), que permitem um caudal de exploração entre 5 e 180 m³/h [1,2]. As águas hipotermiais (20-50°C) do ACI são principalmente HCO₃-Cl-Na-Ca com relativamente altos teores de ferro, provavelmente devido às condições redutoras em profundidade, e valores de TDS médios inferiores a 1 g/L. Portanto, a exploração do ACI pode eventualmente fornecer quer energia geotérmica de baixa entalpia quer água potável para diversas infraestruturas da região de Lisboa, nomeadamente alguns edifícios hospitalares e universitários.

A profundidade relativamente elevada a que se encontra o ACI na região de Lisboa justifica algum desconhecimento em relação a este potencial reservatório geotérmico. Contudo, o seu aproveitamento já foi efetuado em dois casos concretos, o furo geotérmico AC1-Balum, do Hospital da Força Aérea no Lumiar, e o furo geotérmico AC1-Oeiras, dos Serviços Sociais das Forças Armadas [2, 3]. O furo AC1-Balum, de 1495 m de profundidade, explorou entre os anos 1992 e 2001 uma água de 50°C para aquecimento ambiente, água quente sanitária e, depois do seu arrefecimento, para água potável. O furo AC1-Oeiras, de 495 m de profundidade, explorava uma água de 30°C para os mesmos fins, mas com o apoio de bombas de calor geotérmicas e um circuito secundário.

Atualmente ambos dois furos geotérmicos encontram-se desativados devido possivelmente a problemas relacionados com as características técnicas dos furos e do equipamento de bombagem, e/ou a problemas de salinização progressiva do fluido. O aumento da salinidade, principalmente relacionado com uma maior concentração de Na, Cl e SO₄, nas águas subterrâneas do furo AC1-Balum observado entre as análises dos anos 1987 e 2001 (TDS <0.5g/L e >3g/L, respectivamente), sugerem um processo de mistura com águas salobras, quer antigas intrusões marinhas quer fluidos evaporíticos contidos em formações supra ou subjacentes ao ACI. Neste sentido, o estudo preliminar das diagrfias de resistividade elétrica feitas durante a construção dos dois

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

furos geotérmicos, não parecem indicar nenhuma evidência de águas salobras nas formações suprajacentes ao ACI.

Outra possível limitação para a exploração geotérmica do ACI é a sua complexidade estrutural, relacionada principalmente com a existência de falhas, dobras e intrusões de diques e sills do CVL [3]. Os dados obtidos dos ensaios de bombagem/recuperação feitos nos diversos furos do aquífero mostram rebaixamentos residuais, sugerindo também umas reservas limitadas. Todos estes elementos podem eventualmente jogar um rol importante no controlo do fluxo subterrâneo, minimizando as recargas quer verticais quer laterais ao aquífero. Esta hipótese é suportada pelos tempos de residência da ordem de 12ka que foram obtidos através da análise do radiocarbono no fluido geotérmico de AC1-Balum no ano 1987, sugerindo uma recarga muito limitada de água moderna [4].

CONCLUSÕES PRELIMINARES

A informação obtida até agora dos estudos prévios, sugere uma baixa taxa de recarga e uma forte compartimentação do ACI na região de Lisboa. Este fato, junto com uma região densamente povoada, pode representar uma limitação para a exploração geotérmica, dado que a quantidade de fluido geotérmico (água subterrânea) disponível pode ser reduzida em algumas zonas. Também foram identificados processos de salinização da água nos furos geotérmicos AC1-Balum e AC1-Oeiras após um relativamente curto período de exploração. Uma possível explicação desta salinização é a mistura das águas subterrâneas do ACI com (antigas ou modernas) intrusões marinhas ou fluidos evaporíticos, mas só com futuras análises isotópicas e geoquímicas do fluido será possível identificar a sua origem.

Todos estes fatores devem ser considerados para avaliar corretamente a disponibilidade em termos quantitativos e qualitativos do recurso geotérmico. Neste sentido, além de propor a eventual reinjeção do fluido geotérmico para garantir a sustentabilidade da exploração a longo prazo, devem ser desenvolvidos apropriados planos de exploração e sistemas de monitorização deste potencial recurso renovável.

REFERÊNCIAS

- [1] Correia, A., Ramalho, E., Rodrigues da Silva, A.M., Mendes-Victor, L.M., Duque, M.R., Aires-Barros, L., Santos, F.M., Aumento, F. (2002): "Portugal" In: Atlas of Geothermal Resources in Europe (Eds: Suzanne Hurter and Ralph Haenel), GGA, Hannover, Alemanha, 92 pp. + 89 plates; pp. 47-49.
- [2] Carvalho, J.M., Cardoso, A.A.T. (1994): "The Air Force Hospital Geothermal Project in Lisbon". Geothermics'94 in Europe Document nº230, Ed. BRGM, Orléans, France, pp. 441-448.
- [3] Carvalho, J.M., Berthou, P.Y., Silva, L.F. (1990): "Introdução aos Recursos Geotérmicos da Região de Lisboa". Book tribute to Carlos Romariz – Applied and Economical Geology Section, Lisbon, pp. 332-356.
- [4] Compagnie Francaise de Geothermie (CFG) (1989): "Etude Geochimique du Fluide Geothermal de Balum-Lumiar (Portugal)". Complement au Rapport N°89, CFG 62, pp. 2.

APROVEITAMENTO HIDROAGRÍCOLA DE CELA – UM EXEMPLO DE GESTÃO DE ÁGUAS PARA REGA

Carla CAROÇA

Departamento de Geologia, CeGUL, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, bolseira da Fundação da Ciência e Tecnologia, carlacaroca@sapo.pt

RESUMO

A água é um recurso natural imprescindível à vida, ao desenvolvimento económico e ao bem-estar social. O Plano Nacional da Água resultante da transposição da Directiva Quadro Água, tem como um dos objectivos: beneficiar o regadio existente, com o objectivo de tornar mais eficiente a utilização da água, designadamente, no que respeita à redução de perdas, ao armazenamento, transporte e distribuição da água, à sua aplicação no solo e à racionalização dos consumos. (MADRP, 2007). Na Várzea da Nazaré, abrangida pelos concelhos de Nazaré e de Alcobaça, encontra-se ainda em actividade um aproveitamento hidroagrícola – o Aproveitamento Hidroagrícola de Cella.

Palavras-chave: Aproveitamento Hidroagrícola, gestão, Várzea da Nazaré

INTRODUÇÃO

«A agricultura é uma das actividades imprescindíveis para a produção de alimentos e para o desenvolvimento económico e social das comunidades rurais. A procura de água para rega durante todo o ano, em quantidade e em qualidade, leva à necessidade da construção de estruturas hidráulicas com o objectivo de extracção e de distribuição de água dos recursos hídricos para as áreas cultivadas» (Caroça, 2012)

«As “obras de aproveitamento hidroagrícola” (DL nº 86/2002 de 6 de Abril, a partir do artigo 102º) são úteis e devem ser consideradas nas actividades agrícolas como práticas correntes, não só para uma melhor eficiência de rega e de produção de produtos agrícolas, mas também para a gestão e a preservação do recurso hídrico durante o ano inteiro» (Caroça, 2012)

APROVEITAMENTO HIDROAGRÍCOLA DE CELA

O Aproveitamento Hidroagrícola de Cella (AHCella) localiza-se no Paúl da Cella, na Várzea da Nazaré.

A Várzea da Nazaré é a antiga Lagoa de Pederneira que a partir do séc. XVIII ficou assoreada e que actualmente é uma zona de intensa actividade agrícola. Abrange os concelhos de Nazaré e de Alcobaça. Trata-se de uma zona rebaixada e preenchida por sedimentos arenosos modernos, contactando com o Diapiro das Caldas da Rainha. (Caroça, 2012). Hidrogeologicamente, e segundo o Decreto-Lei (DL) nº 347/2007 de 19 de Outubro, a área em estudo localiza-se na Região Hidrográfica (RH) com o código RH4, designada por Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste. A área em estudo abrange parte das bacias do Rio de Alcobaça e das Ribeiras Costeiras do Oeste, incluídas na Bacia Hidrográfica Ribeiras do Oeste. A várzea da Nazaré encontra-se na massa de água designada por Orla Ocidental Indiferenciada das Bacias das Ribeiras do Oeste (código de massa de água O04RH4) e ladeado pelas massas de água denominadas de Caldas da Rainha – Nazaré (código de massa de água O33) e de Alpedriz (código de massa de água O19). (Caroça, 2012) (Fig.1)

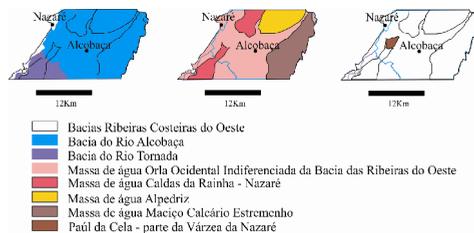


Fig.1 - Três mapas ilustrando parte da RH4 da área de estudo com: as bacias, as massas de água e a localização de Paúl da Cella. (desenhados a partir dos mapas das fichas de diagnóstico da ARH Tejo 2011).

O AHCella é «uma obra de fomento hidroagrícola executada pelo Estado (finalizada em 1943), classificada no Grupo II – «obras de interesse regional com elevado interesse para o desenvolvimento agrícola da região» (artigo 6º do DL nº 86/2002 de 6 de Abril), cujas infraestruturas são geridas pela Associação dos Beneficiários

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

de Cela, nos termos dos artigos 102º e 104º do DL nº 86/2002 de 6 de Abril e da Portaria nº 1473/2007 de 15 de Novembro alterada para a Portaria nº 1001/2009 de 8 de Setembro. (Contrato de Concessão, 2011). Em 2011, a gestão do Aproveitamento Hidroagrícola de Cela foi entregue à Associação dos Beneficiários de Cela com base num contrato de concessão de «utilização privativo do domínio público hídrico» com a duração de 20 anos, «nos termos previstos no artigo 69º da Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro, e no artigo 35º do Decreto-Lei nº 226-A/2007 de 31 de Maio», realizado entre a Administração de Recursos Hídricos (ARH) Tejo I.P. e a Direcção Geral da Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR). A partir desta data, a Associação de Beneficiários de Cela está obrigada a várias tarefas, não só a manter em operacionalidade as infraestruturas, mas também a controlar os produtos que usa e a monitorizar a água que entra e sai no perímetro do Aproveitamento Hidroagrícola de Cela.» (Caroça, 2012)

RESULTADOS DAS ANÁLISES DAS ÁGUAS NO E PRÓXIMO DO AHCELA

No âmbito do Doutoramento em Geologia, na especialidade em Hidrogeologia, do Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, analisou-se várias águas, algumas das quais encontram-se dentro e na proximidade do AHCela.

As análises efectuadas a algumas águas fora e dentro do perímetro do AHCela revelaram serem diferentes, conforme revela a figura 2.

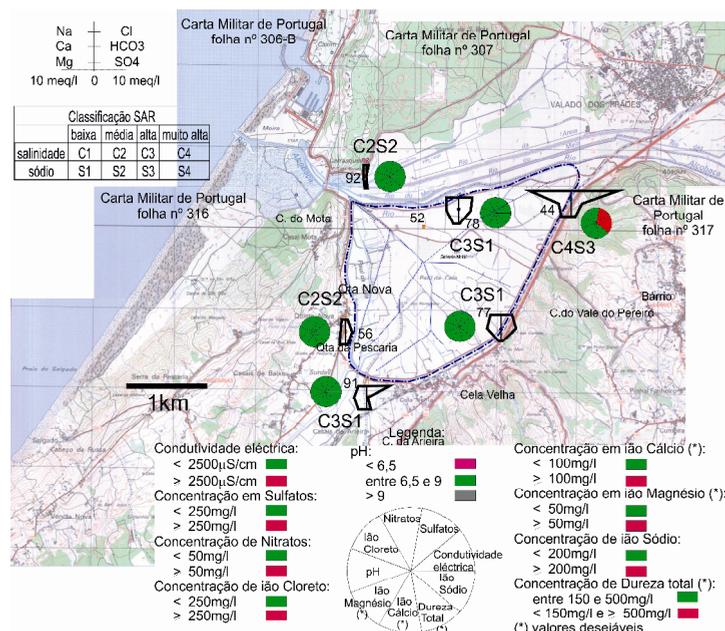


Fig. 2 - Localização das estações próximas e no interior do perímetro já estudadas: Diagrama de Stiff Modificado das águas analisadas, parâmetros utilizados do DL nº 306/2007 de 27 de Agosto (regime da qualidade da água destinada ao consumo humano) e Classificação SAR.

As águas do interior do AHCela analisadas, de fácies hidroquímica bicarbonatada cálcica e cloretada-bicarbonatada sódico-cálcica, apesar de apresentarem alta salinidade e baixa concentração de sódio não revelaram valores paramétricos estudados superiores aos permitidos pelo DL nº306/2007 de 27 de Agosto.

«A razão da diferença entre as amostras de águas do interior do perímetro para as exteriores é a presença da vala de cintura interna que o protege das águas de escorrência das encostas». (Caroça, 2012). Para além disso, a água que o AHCela utiliza para a rega, provém do rio Alcobaça. Esta água é retirada por gravidade, antes de chegar à foz, através de comportas e valas cimentadas, sem bombagem. (Caroça, 2012).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

«O AHCela é um dos exemplos, com sucesso, de ocupação em terrenos arenosos com águas de alta a muito alta salinidade» (Caroça, 2012). A destruição da vala de cintura contra as cheias, no caso de não serem limpos os terrenos em redor desta e de não se fazer o reperfilamento do rio Alcobaça na parte Norte do AHCela, provocará a destruição do AHCela, e consequentemente, prejudicará o sustento de muitos agricultores e o país.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

A água é um bem essencial para a vida de todos. Sendo assim, esta não pode ser pensada como um bem económico, mas sim sobre as metodologias para a sua fácil aquisição com garantias de preservação do ambiente e de qualidade para consumo humano e de rega. Os objectivos da Directiva Quadro Água (DQA) (Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000) e da Lei de Água (Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro) não são atingidos por aumentos de preços e/ou preços comuns para todos os locais e actividades, mas sim com a divulgação de regras e hábitos de utilização dos recursos hídricos de forma sustentável, a todos sem excepção.

A autora considera que deveria existir uma entidade com técnico-científicos das áreas da Hidráulica, da Hidrogeologia, da Agronomia e da Economia, de forma a orientar e a sensibilizar os agricultores a utilizarem “modernas tecnologias” de forma a gerir, a preservar e a monitorizar a zona onde executam a sua actividade no que refere à água e ao solo. Dever-se-á realizar análises químicas às águas de rega, pois se regarem águas com alto a muito alto risco de salinidade e/ou com outros parâmetros (mencionados na figura 2) elevados, toda a agricultura se perderá.

Finalizando, um bom plano de gestão só será sustentável quando tiver em consideração os estudos multidisciplinares actuais, a participação da Sociedade em geral, a partilha de informações por parte de Instituições públicas e privadas, e a observação no campo. O país só evolui quando as Instituições públicas e privadas partilhem as informações e saibam trabalhar em equipa.

AGRADECIMENTOS

A autora agradece à Fundação Ciência & Tecnologia (FCT) pelo apoio dado através da concessão de Bolsa de Doutoramento (SFRH/BD/70957/2010); ao Vice Presidente da Associação dos Beneficiários de Cela, Sr Carlos Malhó, pelas informações e sugestões prestadas; à Agência Portuguesa do Ambiente (APA) pela brevidade na obtenção de dados actuais e pelas facilidades concedidas na consulta de elementos sobre captações de água subterrânea; à Associação dos Agricultores de Alcobaça, à Câmara Municipal da Nazaré, à Junta de Freguesia de Valado de Frades e à Câmara Municipal de Alcobaça pelas facilidades concedidas e ajuda prestada nos trabalhos de amostragem de águas de captações comunitárias. A autora agradece ainda ao coordenador do Curso de Direito da Água, Sr Professor Doutor João Miranda, por ter aceite este tema para trabalho final deste curso pósgraduado da Faculdade de Direito da Universidade de Lisboa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, C. et al, Sistemas Aquíferos de Portugal Continental – Caldas da Rainha – Nazaré (033), Lisboa, INAG, 2000, pp.421-431;
- ALMEIDA, C. et al, Sistemas Aquíferos de Portugal Continental – Alpedriz (019), Lisboa, INAG, 2000, pp.311-319;
- ARH Tejo I.P., Relatório do Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste – Fichas de Diagnóstico – Síntese para Consulta Pública – versão extensa, [Lisboa?], ARH Tejo I.P, 2011, pp.56
- BARBOSA, P. G., MOREIRA, M.L., Seiva Sagrada – A Agricultura na Região de Alcobaça – Notas Históricas, Alcobaça, Printmor impressores, Lda, 2006
- CAROÇA, C., Plano de Gestão de Recursos Hídricos na Várzea da Nazaré - Obra de Fomento Hidroagrícola em Paúl da Cela. Trabalho Escrito Final no âmbito do Curso Pós-Graduado de Direito da Água do Instituto de Ciências Jurídico Políticas da Faculdade de Direito da Universidade de Lisboa, 2012, Lisboa, pp.31
- CAROÇA, C., A Sustentabilidade Agrícola Face aos Recursos Hídricos Existentes na Várzea da Nazaré, In: Vieira, A., Costa, F., Remoaldo, P., Cidades, Criatividade(s) e Sustentabilidade-Actas das VIII Jornadas de Geografia e Planeamento, 14 a 16 de Novembro 2012, Guimarães, Portugal, Universidade do Minho, Departamento de Geografia, UMDGEO, pp.224-230
- C. CAROÇA, C. SILVA & M.R. CARVALHO, Caracterização química das Águas subterrâneas da várzea da Nazaré: resultados preliminares, in 11º Congresso da Água, Porto, 2012, APRH
- COBA, Projecto de Execução da Reabilitação e Modernização da Rede De Rega E Açudes De Derivação Do Aproveitamento Hidroagrícola de Cela, Volume 2 – Rede de Rega e Sistema de Automatização e Controlo. Tomo 2.1 – Memória Descritiva e Justificativa. (Rev01-28/03/2005), [Lisboa?], Ministério da Agricultura, Pescas e Florestas, Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica Reabilitação e Modernização

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

da Rede de Rega e Açudes de Derivação do Aproveitamento Hidroagrícola da Cela, 2005, pp.167

CONTRATO DE CONCESSÃO ARHT/0021.11/T/C.CA.S, Contrato de Concessão relativo à utilização de recursos hídricos para captação de águas superficiais destinadas à rega no aproveitamento hidroagrícola da Cela, [Lisboa?], 2011, pp.78

MAOTDR, PEASAR Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007 – 2013, S.I., Produção longoalcance, gestão de imagem e comunicação, lda, 1ªEd., Gráfica Maiadouro, 2007, pp.172

MADRP, Plano Estratégico Nacional – Desenvolvimento Rural 2007 – 2013, PEN Outubro 2007, 2007, pp.96

PINHEIRO, A. C., SARAIVA, J.P., Sustentabilidade da Agricultura de Regadio no Alentejo face à Directiva Quadro da Água: uma aplicação com programação multi-objectivo, Separata da Revista ANAIS, Universidade de Évora, nº 10 e 11, Dezembro 2000-2001: 103 – 156

SERRALHEIRO, R. P., A Sustentabilidade do Regadio e a Conservação do Solo e da Água em Condições Mediterrâneas, Separata da Revista ANAIS, Universidade de Évora, nº 10 e 11, Dezembro 2000-2001: 209-248

Legislação:

Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000

Lei nº 58/2005 de 29 de Dezembro

Decreto-Lei nº 86/2002 de 6 de Abril

Decreto-Lei nº 347/2007 de 19 de Outubro

Decreto-Lei nº 86/2002 de 6 de Abril

Decreto-Lei nº 226-A/2007 de 31 de Maio

Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de Agosto

Portaria nº 1473/2007 de 15 de Novembro

Portaria nº 1001/2009 de 8 de Setembro

METODOLOGIA PARA DELIMITAR PERÍMETROS DE PROTEÇÃO DE CAPTAÇÕES DE ÁGUA SUBTERRÂNEA: APLICAÇÃO AO AQUÍFERO MIO-PLIOCÉNICO DO TEJO

Zélia LAUREANO¹, Manuela SIMÕES², Malva MANCUSO³

1 SMAS de Almada, Praceta Ricardo Jorge, 2 Pragal, 2800-585 Portugal

2 Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal

3 Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil

RESUMO

Tendo por base metodologias propostas para delimitar perímetros de proteção de captações de água subterrânea, apresenta-se um caso de estudo de delimitação do perímetro de proteção de uma captação para abastecimento público localizada no Sistema Aquífero do Tejo-Sado/Margem Esquerda, na freguesia da Sobreda de Caparica, no limite do concelho de Almada com o do Seixal no distrito de Setúbal. Esta captação explora o aquífero confinado mais superficial do sistema aquífero Mio-Pliocénico do Tejo, situado entre os 70 m e os 160 m de profundidade. Faz parte de um conjunto constituído por cerca de 60 captações do mesmo tipo que se estendem numa área aproximada de 27 ha, pertença dos SMAS de Almada para abastecimento da população. Trata-se de furos verticais, em meio poroso, com profundidades variáveis entre os 150 e 450 m. Como resultado é sugerida uma metodologia, a seguir em meio poroso, que resulta da conjugação de métodos analíticos (Wissling) e raio fixo calculado. De acordo com a metodologia estabelecida, em algumas captações, devido às limitações impostas pelas pressões sobre o uso do solo, deveria ser reduzido o caudal de exploração.

Palavras-chave: Perímetros de proteção; Captações de água subterrânea; Abastecimento público; Sistema aquífero do Tejo; Almada.

INTRODUÇÃO

Como consequência dos modelos de desenvolvimento das sociedades contemporâneas, são cada vez mais perceptíveis as alterações dos regimes hidrológicos, a contaminação das águas subterrâneas e a necessidade de definir estratégias de proteção dos recursos hídricos. Esta proteção, encarada na perspetiva preventiva, no caso dos aquíferos, engloba a delimitação de perímetros de proteção. Com a delimitação de perímetros de proteção, pretende-se diminuir o risco de contaminação da água dos aquíferos e, no caso de um evento poluidor, que a água chegue às captações com concentrações consideradas aceitáveis e/ou permita tomar medidas atempadas de remediação. Os critérios que são tidos em conta no processo de delimitação de perímetros de proteção são basicamente a distância à captação, o rebaixamento do nível hidrostático provocado pelo bombeamento, o tempo de propagação e as características hidrogeológicas. Os métodos mais utilizados dividem-se em três categorias: 1) os métodos geométricos; 2) os métodos analíticos e numéricos simplificados, apoiados em modelos hidrogeológicos conceptuais; 3) os métodos numéricos baseados em modelos numéricos de sistemas hidrogeológicos não dispensam a cartografia hidrogeológica e outros.

Todas as variáveis geológicas e hidrogeológicas, associadas aos meios porosos, impedem que se criem condições para a implementação de um único método para a conceção de perímetros de proteção, sendo oportuno para a aplicação prática dos critérios empregar um ou vários métodos. Deste modo torna-se útil a aplicação de um método que faça uso de vários dados e fatores, isto é, um método que envolva vários critérios.

Uma vez que o critério em função da distância apresenta pouca precisão e o critério hidrogeológico não é de fácil implementação os critérios utilizados neste trabalho serão o rebaixamento e o tempo de propagação, uma vez que após uma avaliação preliminar são em termos de considerações técnicas os que apresentam maior facilidade de aplicação, disponibilidade de meios, nomeadamente ao nível de *software* e de dados disponíveis.

É de realçar a inclusão da proteção de captações na gestão do aquífero, sendo de referir o trabalho em curso pelas entidades gestoras na aplicação de tecnologia que aumente a eficiência gestonária, nomeadamente através da telegestão. Neste contexto, durante este estudo verificou-se entre outros aspetos a necessidade na recolha de dados de todas as captações da região para fornecer à aplicação informática. Apenas quando toda a base de dado se encontrar completa será possível através de meios automáticos (nomeadamente a telegestão que neste momento já se encontra ligada às captações), fornecer informação em tempo real sobre o comportamento geral do aquífero. Por outro lado, a monitorização integrada do aquífero só será possível quando for efetuada a centralização de toda a base de dados num computador central, a fim de possibilitar a adoção de uma metodologia, estratégia ou plano de ação que deverá aplicar-se tanto para a sistematização como para a tomada

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

de decisão, que se relacionam com ações preventivas e corretivas que determinam a qualidade e quantidade de água para abastecimento às populações.

Verificou-se igualmente a necessidade de estruturação de um sistema SIG, acessível na internet que ligue todos os utilizadores ou entidades gestoras. Para o efeito já existem no mercado versões do *software*, algumas delas encontram-se em fase de experimentação por instituições, que podem ser adaptadas às necessidades e diversidade dos utilizadores, nas quais, a recolha de dados é um trabalho essencial e moroso.

Por outro lado a numerosa população abastecida em 2011 neste local é superior a 330 000 habitantes além da crise generalizada quer a nível nacional quer internacional que atinge todo o tecido social sendo o distrito de Setúbal um dos mais atingidos pelo desemprego, motivo acrescido para que os custos envolvidos em termos de impacto social e económico resultante do perímetro sejam de suma importância. O que impõem em termos políticos um peso decisivo em termos ordem prioritária no que se concerne a este assunto. Por outro lado as restrições impostas para o uso do território deverão ser definida com clareza, através de um processo robusto que possibilite a sua defesa em situações de conflito.

CASO DE ESTUDO

Foi selecionada para desenvolver o caso de estudo uma captação de abastecimento público do concelho de Almada, designada ao longo deste trabalho por FR1 (Figura 1). Esta captação foi escolhida por se encontrar a captar o aquífero confinado do Mio-Pliocénico, no local, interceptado pela sondagem, fácil de caracterizar, onde possui uma espessura saturada de 52 m. Durante os trabalhos de furação e desenvolvimento foi efetuado um ensaio de caudal com bomba elétrica submersível resultando para o caudal de 20 l/s o nível hidrodinâmico de 22,50 m, sendo o nível hidrostático de 12,80 m (Quadro 1). Estudos realizados no Aquífero do Mio-Pliocénico do Tejo apontam para um sistema aquífero multicamada, com comportamento, na globalidade, confinado (fechado), podendo pontualmente exibir comportamento livre ou semiconfinado, de grande complexidade, em função das características apresentadas ao nível da estrutura geológica, da composição físico-química das águas e dos parâmetros hidráulicos.

Por um lado o funcionamento observado no sistema aquífero em estudo deve-se à sua estrutura, ao regime hidráulico e à capacidade de armazenamento de água, pelo que a análise minuciosa destes aspetos torna-se básica para a seleção da metodologia de estudo que se deve aplicar. Numa primeira análise pode aceitar-se que no presente caso concreto o meio na sua generalidade é poroso ou similar a um meio poroso ou carbonatado de fluxo difuso. Ou seja considera-se um meio contínuo, homogéneo e isotrópico.

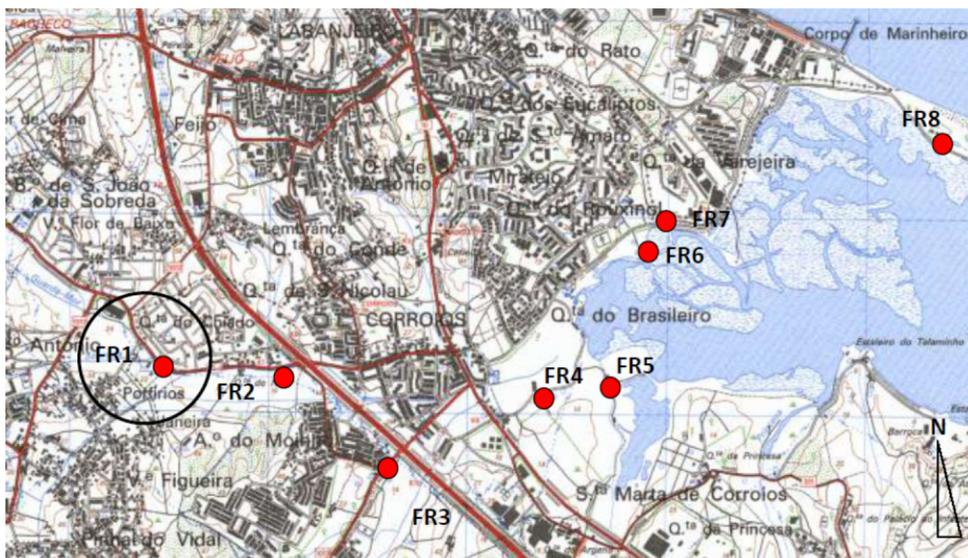


Figura 1 - Planta de localização da captação FR1 e das captações próximas FR2, FR3, FR4, FR5, FR6, FR7 e FR8. (Fonte: www.smasalmada.pt)

Nesta perspetiva, para a elaboração do perímetro de proteção da captação, recorreu-se à seguinte metodologia:

- 1) Análise dos aspetos geológicos e estruturais da envolvente à captação, partido da descrição geológica de 7 furos de prospeção transformados em captações (FR2, FR3, FR4, FR5, FR6, FR7 e FR8, Figura 1).
- 2) Estudo da vulnerabilidade do sistema aquífero na envolvente à captação.
- 3) Utilização do Método do Raio Fixo Calculado para o caso do aquífero confinado e utilizando as fórmulas do decreto-lei n.º 382/99 de 22 de Setembro, para os restantes casos admitindo aquíferos porosos, homogéneos e isotrópicos.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

4) Utilização do método de Wyssling, para a determinação do caudal de exploração.

O conhecimento hidrogeológico foi apoiado por um Sistema de Informação Geográfica (SIG), através do *software GeoMedia*, na georreferenciação com base *AutoCad*, no desenho de limites, no cálculo de comprimentos de áreas, bem como na arquitetura final das zonas de proteção de captações onde, em muitas situações, as áreas de proteção correspondentes às várias captações se sobrepõem várias vezes, resultando em casos de grande complexidade.

Quadro 1 – Características das captações FR1, FR2, FR3, FR4, FR5, FR6, FR7.

Captação		FR1	FR2	FR3	FR4	FR5	FR6	FR7
Características	Cota topográfica (m)	21,26	17,42	15,5	5	3,3	3,76	5,35
	Nível Hidrostático (m)	-6,79	-7,33	-9,5	-22,36	-29	-22,4	(1)
	Nível Hidrodinâmico (m)	-16,94	-30,48	-42,19	-41,45	-45,29	-37,44	(1)
	Rebaixamento (m)	10,15	23,15	32,69	19,39	-16,29	15,04	(1)
	Caudal Exploração (m³/dia) (*)	864	1036,8	748,8	2304	2304	1440	(1)
	Caudal Recomendado (m³/dia)	892,8	892,8	892,8	558,7	558,7	558,7	558,7
	Espessura do aquífero (b) (m)	52	18	35	142	172	186	180
	Transmissividade (T) (m²/dia)	92	16	47	142	172	186	180
	Permeabilidade (K) (m/dia)	1,77	0,89	1,34	1	1	1	1
	Coef. Armazenamento (S)	6x10 ⁻⁴	6x10 ⁻⁴	6x10 ⁻⁴	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻³	10 ⁻³
	Porosidade eficaz (me) (%)	3,6	3,6	3,6	-	-	-	-
	Gradiente hidráulico (i)	0,0077	0,0077	0,0077	-	-	-	-
	Tipo de aquífero	Confinado	Confinado	Confinado	Livre	Livre	Livre	Livre
	Aquífero (**)	1	1	1	2	2	2	2

(*) Para um período de 16 h; (**) Referente à figura 2; (1) Em manutenção (Fonte: SMAS de Almada)

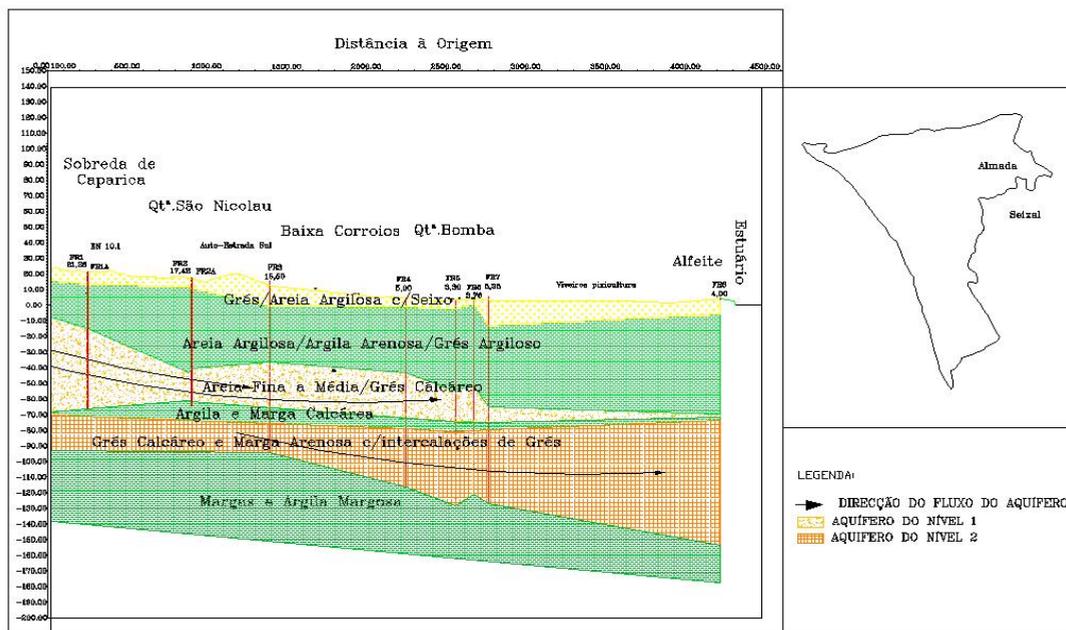


Figura 2 - Representação esquemática da geologia e hidrogeologia do local envolvido pela captação e modelo de fluxo subterrâneo (Laureano Z., 2012).

A partir dos logs de sondagem das oito captações (Figura 2), foi efetuado o corte representativo da geologia e hidrogeologia da área abrangida pelo estudo, entre Pinhal do Rei e o Mar da Palha, no Seixal, onde foram desenhadas linhas de fluxo representativas do modelo de escoamento local.

As zonas de proteção foram calculadas por dois métodos, os métodos do Raio Fixo Calculado e de Wyssling. Uma vez que este último depende diretamente do caudal de exploração e como para o caudal dado o perímetro

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

obtido era muito superior aos 350 m, para poder haver termo de comparação adotou-se o caudal de exploração de 553 m³/dia, em vez de 864 m³/dia. No primeiro método adotou-se o menor valor calculado para o período de 50 dias de acordo com os valores estipulado pelo Decreto-lei n.º 382/99. No cálculo efetuado através do método de Wyssling, a zona de proteção imediata foi calculada para um período de 11 dias, 50 dias para a zona intermédia e 3500 dias para a zona alargada, considerando o raio máximo de 350 m.

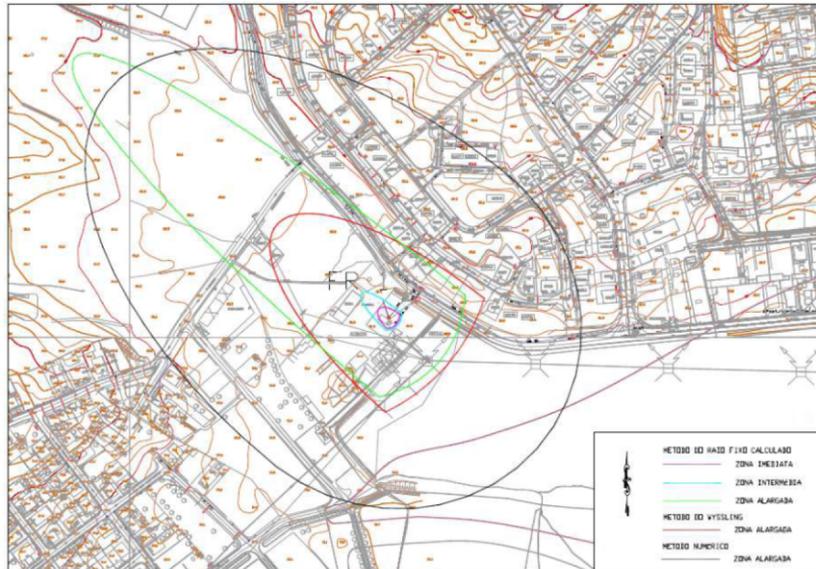


Figura 3 - Perímetros de proteção da captação FR1 calculados pelos métodos do Raio Fixo Calculado e Wyssling (Laureano Z., 2012).

A implementação, no terreno, de perímetros de proteção, além das condicionantes económicas e sociais, obriga à limitação efectiva dos limites estabelecidos de forma inequívoca. No caso do perímetro imediato, este deverá corresponder ao local da captação e deve ser vedado e adequadamente conservado. Para os restantes limites poderá não ser necessária a vedação efectiva, mas a sua demarcação cartográfica, deverá ser feita de modo a definir os usos do solo previstos nos planos de gestão do território. De acordo com a metodologia estabelecida, algumas das captações, devido às limitações impostas pelas pressões sobre o uso do solo, deveriam reduzir o caudal de exploração.

CONCLUSÕES

A metodologia aplicada neste estudo para delimitar perímetros de proteção pode ser seguida para as restantes captações da região de Almada/Seixal, uma vez que as condições geológicas e hidrogeológicas, dentro de certa variabilidade, são comuns a todas elas.

A delimitação dos perímetros de proteção, com recurso ao método do Raio Fixo Calculado, com prévia limitação do caudal de exploração pelo método de Wyssling, constitui uma importante ferramenta de apoio na análise dos desafios atuais e futuros, relacionados com o abastecimento público de água e com a exploração sustentável dos recursos hídricos subterrâneos do Aquífero do Mio-Pliocénico do Tejo.

A generalização controlada de procedimentos é de significado relevante na gestão de recursos que envolvam automatização de processamento de dados, quando se tem em vista a compatibilização de condições de exploração e vulnerabilidade, em termos de quantidade e qualidade. Para tal, e face ao cumprimento da legislação em vigor, conclui-se ser necessário impor limites ao caudal de exploração para cada captação, tendo em conta, obviamente, as características de cada uma.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA C., MENDONÇA J.J.L., JESUS M.R., GOMES, A.J. (2000) - Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Instituto da Água. 661 p.
- LAUREANO, ZÉLIA (2012) - Metodologia para delimitar perímetros de proteção de captações de água subterrânea: Aplicação ao aquífero Mio-Pliocénico do Tejo. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia e Gestão da Água. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- SIMÕES, M.M. (1998) Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do Cenozóico da Bacia do Baixo Tejo. Dissertação apresentada à Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia Aplicada. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, V.1, 270 p.
- TRAC, N.Q. (1980) – Étude des eaux souterraines de la péninsule de Setúbal (Système aquifère mio-pliocène du Tejo et du Sado) – PNUD/POR/77/015, 1980.

PLANO ESPECÍFICO DE GESTÃO DA ÁGUA (PEGA) NA ÁREA CRÍTICA DO ALGARVE – CONTRIBUTOS PARA A SUA ELABORAÇÃO

Edite REIS¹, Conceição GAGO²

Agência Portuguesa do Ambiente, ARH do Algarve, Rua do Alportel n.º 10 8000 – 293 Faro, lereis@apambiente.pt, 2cgago@apambiente.pt

RESUMO

A área crítica corresponde a uma faixa junto ao litoral do Algarve, onde não é permitido o aumento do volume de água subterrânea a extrair, de modo a prevenir eventuais fenómenos de intrusão salina. Devido ao elevado número de pedidos de autorização para aumento de extracção de água nesta zona e aos conflitos daí decorrentes, o Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (PGBH) propõe a elaboração de um plano específico de gestão da água (PEGA) para a área crítica. Com este trabalho pretende-se dar um contributo para a elaboração do referido plano, através da análise da evolução da qualidade e quantidade da água subterrânea, nos principais sistemas aquíferos litorais entre Portimão e Tavira. O objectivo desta análise é propor uma redelimitação da área crítica, considerando eventuais zonas desta área, onde actualmente possa vir a ser autorizado um aumento das extracções de água subterrânea, condicionado no entanto às medidas de gestão da água a definir, no âmbito da elaboração do PEGA. Algumas destas medidas são já propostas no PGBH conjuntamente com outras definidas no âmbito deste trabalho.

Palavras –chave: área, crítica, salinização, gestão, plano

No Algarve estão identificados 17 sistemas aquíferos com interesse a nível regional, situando-se 10 destes sistemas junto ao litoral. Estes aquíferos costeiros têm uma ligação com o mar, situando-se as suas zonas principais de descarga junto à praia e /ou na área submarina, existindo uma interface água doce /água salgada.

Na década de 70 com o desenvolvimento do turismo, na zona litoral do Algarve, aumentou também a extracção de água subterrânea. Esta destinava-se essencialmente ao consumo humano e rega de espaços verdes. O abastecimento público era efectuado a partir de captações de água subterrânea, as quais exploravam, na sua maioria, aquíferos costeiros. Este aumento de extracção de água subterrânea na zona litoral, veio provocar fenómenos pontuais de salinização da água. Esta pode ainda dever-se há existência de massas de gesso e salgema existentes em profundidade, que se encontram disseminadas pela região do Algarve e em alguns casos, junto ao litoral, e de águas salinas antigas retidas nos sedimentos, daí que a salinização da água possa ter várias origens.

No início da década de oitenta foram criadas as primeiras redes de monitorização piezométrica e de qualidade da água subterrânea, cuja maioria dos pontos se situavam junto ao litoral. Os pontos da rede de qualidade (designados furos fronteira) tinham como objectivo principal a detecção de um aumento de salinização da água, nomeadamente de eventuais casos de intrusão salina, sendo analisados inicialmente apenas condutividade e cloretos. Os resultados destas redes, indicaram um aumento de salinização da água, em algumas zonas, nomeadamente Tavira, Quarteira, Albufeira e Portimão.

Devido ao número crescente de pedidos para execução de captações de água subterrânea, e a fim prevenir um avanço da cunha salina, no início dos anos 90, foi delimitada uma faixa de protecção junto ao litoral, denominada área crítica para extracção de água subterrânea, na qual não é permitida um aumento das extracções de água subterrânea.

No final da década de 90, e início de 2000 a origem de água para abastecimento público, passou a ser predominantemente superficial. As captações de água subterrânea entraram em reserva e ocorreu uma diminuição significativa das extracções, conjugada também com a diminuição das extracções para rega, devido ao abandono de algumas explorações agrícolas. A partir desta altura ocorreu uma melhoria significativa da qualidade da água subterrânea, nomeadamente com a diminuição das concentrações de cloretos, deixando de se verificar as eventuais situações pontuais de intrusão salina, acima referidas, assim como uma subida dos níveis piezométricos.

Actualmente, apesar das concentrações de cloretos serem relativamente baixas e os níveis piezométricos manterem-se elevados, em situações de seca (como a que ocorreu em 2005), pode verificar-se uma degradação da qualidade da água devido à diminuição da recarga e aumento das extracções, daí que ainda se mantenham as restrições na área crítica. No entanto fora destas situações, poderá ocorrer eventualmente um aumento da extracção de água subterrânea, sem que haja degradação da qualidade da água.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

A gestão dos recursos hídricos subterrâneos na área crítica é algo complexo, atendendo a que continua a existir um número significativo de pedidos para extracção de água subterrânea nesta zona. Muitos destinam-se à extracção de água para rega de pequenas explorações agrícolas, que se situam em zonas classificadas como reserva agrícola nacional e onde não há outra origem de água para rega. Tal situação gera, por vezes alguns conflitos de uso do solo.

O PGBH das ribeiras do Algarve, no seu programa de medidas, propõe a execução de um plano específico de gestão da água na área crítica (PEGA). Com este trabalho pretende-se dar um contributo para a elaboração desse plano. Através da análise da evolução da qualidade da água subterrânea e dos níveis piezométricos desde o início da década de 80, nos sistemas aquíferos litorais entre Portimão e Tavira, e comparando com a sua situação actual em termos de qualidade e quantidade propõe-se uma redelimitação da área crítica, considerando algumas zonas desta área onde será possível autorizar o aumento das extracções de água subterrânea, condicionada às medidas de gestão da água a definir para estas zonas no âmbito do PEGA, sendo algumas já referidas no PGBH. Este trabalho constitui apenas uma primeira abordagem, que deverá ser desenvolvida com estudos mais aprofundados. Seguidamente faz-se uma breve análise às alterações a propor para a área crítica nos sistemas aquíferos costeiros entre Tavira e Portimão.

SISTEMA AQUÍFERO MEXILHOEIRA GRANDE – PORTIMÃO

No sistema aquífero Mexilhoeira Grande - Portimão verifica-se que existem duas zonas com concentrações elevadas de cloretos e condutividade eléctrica (Figueira e Chão das Donas), que se devem provavelmente à existência de diapiro em profundidade, uma vez que estão afastadas do mar e a sul os valores são mais baixos. As zonas mais susceptíveis ao avanço da cunha salina situam-se a Este, junto à ribeira da Boina e Sudeste, junto ao estuário do Rio Arade e a Sul da Mexilhoeira Grande, onde as análises existentes indicam águas fortemente mineralizadas. O potencial hidráulico apresenta valores negativos apenas junto à ribeira de Boina, encontrando-se ligeiramente acima de zero na restante área do Miocénico.

Nas formações jurássicas a Norte, que constituem a principal área de recarga do sistema aquífero, a concentração de cloretos é mais baixa (inferior a 250 mg/l). Nas formações miocénicas a Sul existe um pequeno aquífero superficial, com água de boa qualidade, que é explorado por poços e furos pouco profundos, cuja água destina-se à rega de pequenas explorações agrícolas, mas que são o único meio de subsistência de várias famílias. O facto deste aquífero estar inserido na água crítica, tem permitido manter a qualidade da água, caso haja um aumento das extracções neste sistema aquífero, ocorrerá um desequilíbrio no sistema e poderá ocorrer uma degradação da qualidade da água.

Deste modo considera-se que no sistema aquífero Mexilhoeira Grande – Portimão, deverão manter-se os limites actuais da área crítica, no entanto na zona Norte do sistema, poderão ocorrer algumas extracções condicionadas às medidas de gestão a estabelecer no âmbito de PEGA.

SISTEMA AQUÍFERO FERRAGUDO - ALBUFEIRA

De um modo geral verifica-se que existe uma zona deste sistema aquífero que se distingue da área restante, devido à existência de água fortemente mineralizada e potenciais hidráulicos negativos, que se situa entre Estômbar e Ferragudo. Actualmente não faz parte da área crítica, pelo é uma zona que deverá ser considerada na nova delimitação. No restante aquífero a área crítica ocupa apenas uma pequena faixa junto ao mar, que se deve manter. Neste sistema aquífero em toda zona definida e proposta como área crítica não deverá ocorrer aumento do volume de água extraída, pelo que não devem ser autorizadas novas captações.

ALBUFEIRA – RIB. QUARTEIRA

Neste sistema aquífero, na zona actualmente considerada como área crítica, as concentrações de cloretos situam-se abaixo dos 200 mg/l, com excepção de uma pequena faixa junto ao mar, que vai desde a Várzea de Quarteira, Roja Pé, Santa Eulália até ao limite do sistema aquífero. Os níveis piezométricos também são positivos, com excepção de uma depressão na zona da Quinta da Balaia, que se deve provavelmente a uma maior concentração de extracções. Para este sistema aquífero propõe-se que na área actualmente abrangida pela área crítica e acima da faixa referida, possa ocorrer um aumento do volume de água extraído em determinados períodos, ficando as extracções condicionadas às medidas a definir no PEGA.

QUARTEIRA

Dentro deste sistema aquífero, na área designada como crítica, os dados analíticos indicam uma forte mineralização, com concentrações elevadas de cloretos, acima dos 200 mg/l. Os níveis piezométricos são positivos e encontram-se elevados, não apresentando nenhuma tendência de descida. Atendendo a que os níveis estão elevados, propõe-se que sejam autorizados um aumento dos volumes captados, condicionados às medidas do PEGA. No entanto deve continuar a existir uma pequena faixa de protecção junto ao mar, onde este aumento não seja autorizado.

CAMPINA DE FARO – SUBSISTEMA VALE DO LOBO

Neste subsistema a água tem uma qualidade relativamente boa, sendo as concentrações de cloretos frequentemente abaixo dos 100 mg/l. No entanto, os níveis piezométricos são negativos em quase toda a área designada como crítica e na zona a norte de Vale de Lobo os níveis mantiveram uma tendência de descida, que estabilizou nos últimos anos. Neste subsistema é necessário efectuar estudos hidrogeológicos mais profundos, de modo a esclarecer esta situação. No entanto, com os dados existentes e atendendo às elevadas extracções actuais nesta zona e ao número de pedidos para aumentos de volume de água a extrair, a área crítica actual deverá manter-se, não sendo permitido o aumento das extracções.

CAMPINA DE FARO – SUBSISTEMA DA CAMPINA DE FARO E CHÃO DE CEVADA - QTA. JOÃO D'OURÉM

Neste subsistema os cloretos ultrapassam em alguns pontos os 200 mg/l, nomeadamente na zona de Olhão. Os níveis piezométricos actualmente estão elevados em relação ao nível médio do mar, pelo que se propõe que no sistema aquífero de Chão de Cevada – Qta. João D'Ourém e a parte Norte da Campina de Faro, possam ser aumentados os volumes de água a extrair, condicionados às medidas do PEGA.

S. JOÃO DA VENDA – QUELFES

Na área deste aquífero considerada crítica deverá manter-se a interdição relativa ao aumento das extracções de água subterrânea, apesar de actualmente as cotas do nível de água serem positivas, no entanto num passado recente, estiveram abaixo do nível médio do mar e as concentrações de cloretos continuam elevadas.

LUZ – TAVIRA

Actualmente a situação deste sistema aquífero é muito favorável. Os níveis piezométricos estão muito elevados em relação ao nível médio do mar e tem vindo a ocorrer uma diminuição acentuada da concentração de cloretos. Tal situação é devida à entrada em funcionamento do perímetro de rega de Sotavento com a recarga adicional, devido à rega com água de origem superficial e diminuição das extracções de água subterrânea. Na área deste aquífero considerada crítica propõe-se que possa ocorrer um aumento das extracções, desde que condicionadas às medidas a definir no PEGA. No entanto deve continuar a existir uma pequena faixa de protecção junto ao mar, onde este aumento não seja autorizado.

O PGBH propõe algumas medidas de gestão dos recursos hídricos subterrâneos a aplicar na área crítica, e que deverão ser aplicadas nas áreas acima referidas. De entre estas destacam-se a definição de condições específicas de execução e exploração das captações de água subterrânea, controlo das extracções de água, com instalação de contadores nas captações (de preferência com teletransmissão), uma diminuição dos volumes de extracção de água autorizados e estabelecimento de prioridades de uso em situações de escassez de água.

Deverá ainda ser implementada uma rede de monitorização piezométrica da qualidade da água específica para a área crítica. Além dos pontos já existentes que fazem parte das redes da APA – ARH Algarve em exploração, em algumas zonas, estes não serão suficientes, pelo que devem ser aumentados, de preferência com a construção de piezómetros específicos para este efeito. Sempre que for detectada uma descida acentuada dos níveis piezométricos, para cotas negativas e um aumento da salinidade da água, deverão ser accionadas as medidas de gestão para a área crítica, definidas no PEGA.

Verifica-se que na zona abrangida pela área crítica para Oeste de Portimão, nos sistemas aquíferos Ferragudo – Albufeira, S. João da Venda – Quelfes e para Este de Tavira não existem actualmente pontos de monitorização das redes piezométrica e de qualidade da água subterrânea, pelo que a monitorização deve ser reforçada nessas zonas.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

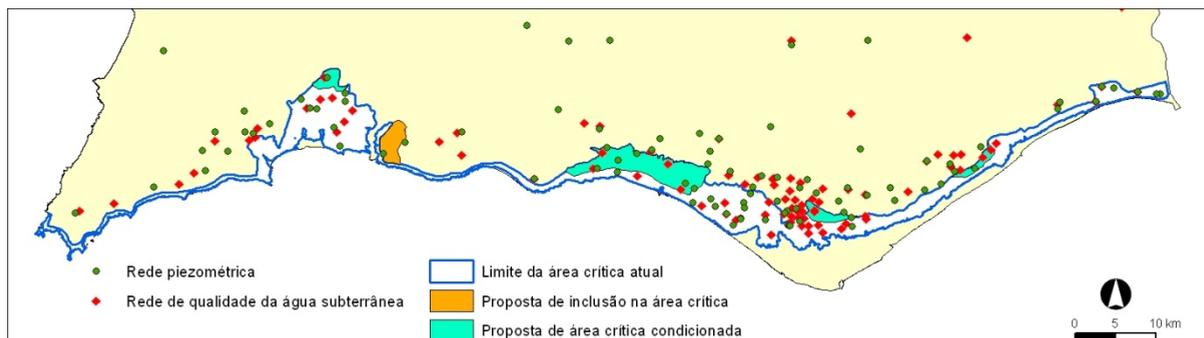


Figura 1 – Proposta para uma nova delimitação da área crítica entre Portimão e Tavira.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M. R., Gomes, A.J., 2000. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental, Lisboa.

Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas que integram a Região Hidrográfica das Ribeiras do Algarve (RH8) – Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, ARH Algarve – 2011

Silva, M.J.B.L., 1988 - Hidrogeologia do Miocénico do Algarve – Universidade de Lisboa, Lisboa

Silva, V., Oliveira, A., Freitas, L., - Contribuição para o conhecimento hidrogeológico da faixa costeira entre Quarteira e Fuseta, Relatório de progresso. 1985. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

VARIABILIDADE CLIMÁTICA, RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS E ECOSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

João Paulo LOBO FERREIRA¹, Teresa E. LEITÃO², Tiago MARTINS³, Manuel M. OLIVEIRA⁴, José Paulo MONTEIRO⁵, Maria Emília NOVO⁶

1,2,3,4,6 Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, 1 Tel. 218 443 609, lferreira@lnec.pt, 2 Tel.218 443 802, tleitao@lnec.pt, 3 Tel. 218 443 561, tmartins@lnec.pt, 4 218 443 436, moliveira@lnec.pt, 6 Tel. 218 443 538, enovo@lnec.pt.

5 Departamento de Ambiente e Ciências da Terra, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, 289 800 900, jpmonte@ualg.pt

RESUMO

Os impactos da variabilidade climática na quantidade e na qualidade dos recursos hídricos podem resultar de efeitos diretos de alterações nas variáveis climáticas, ou indiretos, quando resultam de modificações dos sistemas socioeconómicos induzidas pelas alterações climáticas (cf. Cunha *et al.*, 2006).

Neste artigo apresenta-se uma síntese da análise efetuada em Leitão (2010) sobre os impactos da variabilidade climática nas águas subterrâneas efetuada com base em estudos realizados à escala global (Gleick *et al.*, 2001; IPCC, 2007 e Bates *et al.*, 2008) e nos trabalhos de estudos regionais realizados em Portugal na última década (Nascimento *et al.*, 2004; Nascimento *et al.*, 2005; Cunha *et al.*, 2006; Oliveira *et al.*, 2007; Novo, 2007), dando especial destaque à componente mais recente de avaliação dos impactos da variabilidade climática nos ecossistemas dependentes de águas subterrâneas (EDAS) através da apresentação de resultados de modelação prospetiva de impactos efetuados para o Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Tejo – PGRHTEJO (Lobo Ferreira *et al.*, 2012).

Palavras-chave: variabilidade climática; recursos hídricos subterrâneos; impactos; ecossistemas dependentes de águas subterrâneas (EDAS)

DESENVOLVIMENTO

Gleick *et al.* (2001) e Bates *et al.* (2008) descrevem o principal conjunto de efeitos das alterações climáticas no ciclo hidrológico da seguinte forma (expresso através dos elementos precipitação, temperatura e evaporação/evapotranspiração; cf. Figura 1):

- Aumento da temperatura, global e regional;
- Aumento global da média de precipitação, de evaporação e de evapotranspiração;
- Aumento da humidade atmosférica;
- Alterações nos padrões de precipitação, nomeadamente frequência, intensidade e extremos;
- Redução da cobertura de gelo e intensificação do degelo em épocas diferentes;
- Elevação do nível médio da água do mar.

As alterações nestes elementos provocam impactos a diversos níveis que se manifestam no regime de escoamento superficial, *i.e.* período e intensidade dos escoamentos, na recarga e reservas de águas subterrâneas, na humidade do solo, nos ecossistemas dependentes de águas subterrâneas e na subida do nível do mar (também devida ao aumento do volume causado pela expansão térmica da água) que, por sua vez, irão interferir com a capacidade da bacia hidrográfica para reter poluentes ou, pelo contrário, empolar diversas formas de poluição degradando a qualidade das águas subterrâneas (Gleick *et al.*, 2001).

As principais alterações em termos de quantidade de águas subterrâneas advêm de mudanças nos processos de recarga que conduzem a alterações da profundidade ao nível piezométrico e das interfaces entre águas superficiais e águas subterrâneas, com alteração dos caudais de descarga dos aquíferos para os rios (Cunha *et al.*, 2006) e para os EDAS, bem como nas interfaces entre água doce e água salgada em aquíferos costeiros e zonas estuarinas. O aumento dos fenómenos extremos de precipitação, mesmo que para idênticos volumes anuais, pode causar o decréscimo da recarga de águas subterrâneas em virtude da capacidade de infiltração do solo ser excedida com mais frequência, favorecendo o escoamento superficial em detrimento da recarga (Bates *et al.*, 2008). Para quatro cenários de emissões analisados (ECHAM4, HadCM3, GCM RES A2 e GCM RES B2) existem diversos pontos do globo com elevada redução da recarga, onde se incluem os países mediterrânicos (Bates *et al.*, 2008). Os trabalhos realizados sobre a recarga de águas subterrâneas (Oliveira *et al.*,

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

2007) demonstram a influência das séries de distribuição de precipitação na recarga de águas subterrâneas e a necessidade de recorrer a modelos de balanço sequencial diário que tenham em consideração a precipitação diária e a evapotranspiração, bem como a área ocupada pela vegetação e as suas características. Os mesmos autores chegam à conclusão que, para os cenários analisados, um valor de precipitação média de 70% corresponde a 45% da recarga média calculada.



Figura 1 - Principais efeitos das alterações climáticas e seus possíveis impactos nos recursos hídricos (Leitão, 2010)

Relativamente à qualidade das águas subterrâneas, o ligeiro aumento do escoamento superficial e da recarga e de humidade do solo, esperado nalguns anos hidrológicos nos períodos do inverno e primavera, pode ter como efeito negativo o incremento de transporte de poluentes resultantes da maior capacidade erosiva e de transporte. Também o facto do nível piezométrico estar temporariamente mais próximo da superfície do solo favorece o transporte de nutrientes, carbono orgânico dissolvido, patogénicos, pesticidas e sais (entre outros elementos químicos resultantes da ocupação da bacia hidrográfica) para níveis mais profundos, elevando a concentração de poluentes na água e pondo em perigo a saúde humana e dos ecossistemas e a fiabilidade dos sistemas de abastecimento de água. Contrariamente, maiores escoamentos superficiais e recarga em determinados períodos podem aumentar a capacidade de diluição de poluentes e contribuir para uma melhoria da qualidade das águas subterrâneas.

Por outro lado, se o aumento da recarga nalguns períodos pode trazer benefícios e desvantagens para a qualidade das águas subterrâneas, também a diminuição da recarga e da humidade do solo previstas para a época de estiagem o podem (ver Figura 1). Assim, por um lado a redução da recarga e da humidade do solo podem conduzir a efeitos negativos como a redução da capacidade de diluição de poluentes, da sua assimilação por parte do meio poroso envolvente e da capacidade de biodegradação, bem como ao aumento da salinização dos solos quer como resultado da elevada evapotranspiração em solos agrícolas, em especial em zonas áridas e semiáridas, quer como resultado da desestabilização do balanço hídrico em aquíferos costeiros. Há, contudo, um efeito positivo que poderá resultar da diminuição da recarga para períodos mais curtos e que se deve à menor capacidade e tempo de transporte de poluentes a partir da superfície, permitindo assim mais tempo para a sua degradação.

O efeito do aumento da temperatura e da evapotranspiração nem sempre conduz a resultados negativos. De facto, o seu aumento pode ter como consequência um incremento da capacidade de biodegradação e de volatilização de diversos poluentes, nomeadamente de compostos orgânicos e de pesticidas, devido às temperaturas mais elevadas.

Um dos aspetos relevados pela DQA é a atenção particular que é dada ao estabelecimento dos limiares aplicáveis ao bom estado das águas subterrâneas, com base não só na proteção da massa de água, mas também com particular atenção às suas repercussões e à sua inter-relação com as águas de superfície associadas, os ecossistemas terrestres e as zonas húmidas diretamente dependentes. A implicação das alterações climáticas ao nível dos EDAS reveste-se, assim, de particular importância. Nesse contexto, no âmbito do PGRH Tejo (Lobo Ferreira *et al.*, 2012) foi feita a avaliação dos potenciais impactos das alterações climáticas nos EDAS.

A determinação dos impactos nestes ecossistemas foi feita essencialmente por avaliação quantitativa e a metodologia que se apresenta foi aplicada ao sistema aquífero de Monforte – Alter do Chão. A metodologia baseia-se nas modificações das séries climáticas de precipitação, temperatura e evapotranspiração propostas em Oliveira *et al.* (2012), com base nas taxas de variação nos horizontes temporais de 2050 e 2080.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

As séries climáticas modificadas integraram a corrida do modelo de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ_MOD (Oliveira, 2004, 2006), que atualizou o modelo BALSEQ (Lobo Ferreira, 1981, 1982), obtendo-se os valores de recarga para os referidos horizontes temporais. Considerou-se que as variáveis do meio se mantêm constantes, isto é, mantém-se o conjunto de séries paramétricas da associação solo/ocupação do solo, como na corrida para o cenário de referência atual no período de 1979-2009.

Em geral, a corrida do modelo de balanço hídrico para as séries modificadas resultou em valores de recarga que são inferiores para ambos os horizontes de 2050 e 2080 comparativamente aos obtidos para a situação de referência, consequência da redução da precipitação. Para a área analisada, a recarga para o cenário de 2050 representa em média cerca de 83% da recarga calculada para o período atual utilizando a correção o método de variação constante da precipitação por estação do ano e 88% utilizando o método de variação removendo os eventos menores de precipitação por estação do ano. Para o cenário de 2080 o valor da recarga representa 66% do valor da recarga atual se se utilizar o método de variação constante por estação do ano e 74% utilizando o método de variação removendo os eventos menores de precipitação por estação do ano.

O impacto da diminuição da recarga no sistema aquífero ir-se-á refletir essencialmente numa tendência progressiva de rebaixamento dos níveis piezométricos, verificada através da integração da distribuição espacial dos valores de recarga para os cenários futuros no modelo matemático do sistema aquífero de Monforte – Alter do Chão (Lobo Ferreira *et al.*, 2012). As superfícies piezométricas resultantes do modelo serviram de base para o cálculo da profundidade ao nível piezométrico, por diferença para com a altimetria do modelo digital do terreno, dividindo-se em três zonas: zonas húmidas em que o nível piezométrico (NP) se encontra acima da superfície (Prof. ao NP < 0 m), zonas em que o nível piezométrico se encontra muito próximo da superfície podendo alimentar os ecossistemas (0 m < Prof. ao NP < 1 m), e a restante área (Prof. ao NP > 1 m). O Quadro 1 apresenta as respetivas áreas de ocorrência.

Quadro 1 – Área ocupada por cada zona de profundidade ao nível piezométrico (NP) em função do cenário de alterações climáticas

Cenário	Área (km ²)			Área total (km ²)
	(Prof. ao NP < 0 m)	(0 m < Prof. ao NP < 1 m)	(Prof. ao NP > 1 m)	
Atual	0,1475	0,2038	97,5081	
2050 (removendo os eventos menores de precipitação por estação do ano)	0,0550	0,2175	97,5868	
2050 (variação constante por estação do ano)	0,0775	0,2119	97,5700	97,8594
2080 (removendo os eventos menores de precipitação por estação do ano)	0,0162	0,1675	97,6750	
2080 (variação constante por estação do ano)	0,0256	0,1900	97,6436	

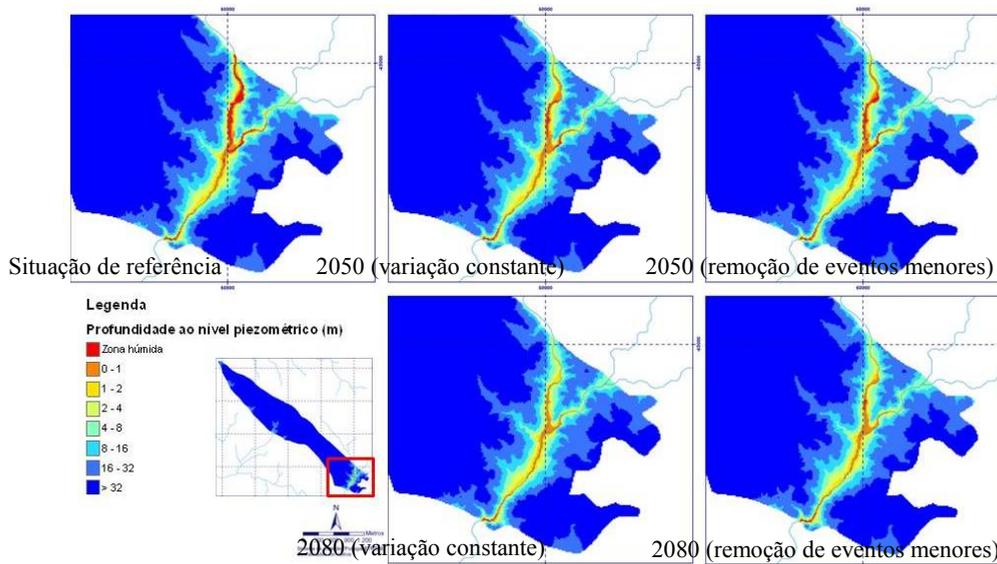


Figura 2–Zonas húmidas e profundidade ao nível piezométrico em cenários de alterações climáticas (adaptado de Lobo Ferreira *et al.*, 2012)

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

A diminuição dos níveis piezométricos em ambos os períodos de análise (2050 e 2080) terá consequências ao nível dos EDAS com uma variação progressiva, segundo os resultados do modelo, das áreas húmidas ou em que o nível está mais próximo da superfície (Figura 2).

Os resultados obtidos variam consoante o método de correção da série de precipitação em cenários de alterações climáticas, observando-se uma diminuição das áreas mais acentuada para o método de variação removendo os eventos menores de precipitação por estação do ano refletindo-se comparativamente à situação de referência numa perda de 63% para 2050 e 89% para 2080 da área de zonas húmidas (Prof. ao NP < 0 m) e num ganho de 4% para 2050 e perda de 7% para 2080 de área na zona de nível próximo da superfície (0 m < Prof. ao NP < 1 m). Para o método variação constante por estação do ano, embora não tão acentuadas, as perdas continuam a ser significativas: 47% em 2050 e 83% em 2080 para zonas húmidas contrabalançado com aumento em 7% em 2050 e perda de 18% em 2080 da área para zonas de nível de água mais próximo da superfície.

BIBLIOGRAFIA

- BATES, B.C., KUNDZEWICZ, Z., WU, S., e PALUTIKOF, J. (2008). *Climate Change and Water*. Grupo de Trabalho II do Intergovernmental Panel on Climate Change, Secretariado do IPCC, Geneva, 210 pp.
- CUNHA, L.V., RIBEIRO, L., OLIVEIRA, R.P. e NASCIMENTO, J. (2006). *Recursos Hídricos*, in "Alterações Climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação". Projecto SIAM II, eds. F.D. SANTOS e P.MIRANDA, pp. 115-168.
- GLEICK, P.H., SINGH, A. e SHI, H. (2001). *Threats to the World's Freshwater Resources*. Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security (<http://www.pacinst.org> e <http://www.worldwater.org>), Oakland, California, 59 pp.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- LEITÃO, T.E. (2010). *Gestão Integrada e Sustentável da Qualidade das Águas Subterrâneas em Portugal. Contributos para um Bom estado em 2015*. Trabalho apresentado para obtenção do Título de Habilitado para o exercício de funções de coordenação de investigação científica, publicado nas Teses e Programas de Investigação do LNEC, TPI 63, ISBN 978-972-49-2191-4, Lisboa, 2010, 346 pp.
- LOBO FERREIRA, J.P. (1981, 1982). *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). Também: 1982, Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Memória Nº 582.
- LOBO FERREIRA, J. P. C., MONTEIRO, J. P., OLIVEIRA, M. M., MARTINS, T., NOVO, M., OLIVEIRA, L. G. S., LEITÃO, T. E., HENRIQUES, M. J. A. (2012). *Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica do Tejo. Modelação do sistema aquífero de Monforte-Alter do Chão e análise dos impactos das alterações climáticas nos ecossistemas dependentes das águas subterrâneas (EDAS)*. Relatório 288/2012 – DHA/NAS, 115 pp.
- MONTEIRO, J. P., NUNES, L., VIEIRA, J., MARTINS, R. R., STIGTER, T., SANTOS, J. (2003). Síntese Bidimensional dos Modelos Conceptuais de Funcionamento Hidráulico de Seis Sistemas Aquíferos do Algarve (Baseada em Modelos Numéricos de Escoamento Regional). Comunicação apresentada em As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica, Lisboa.
- NASCIMENTO, J., RIBEIRO, L., CUNHA, L.V. e OLIVEIRA R. (2004). *Impacto das Alterações Climáticas nos Recursos Hídricos Subterrâneos de Portugal Continental. Alguns resultados preliminares*. 7.º Congresso da Água, organizado pela Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2004, 15 pp.
- NASCIMENTO, J., RIBEIRO, L., CUNHA, L.V., e OLIVEIRA, R. (2005). *Efeitos das Alterações Climáticas na Disponibilidade Hídrica e na Qualidade da Água Subterrânea da Região Alentejo*. Comunicação apresentada ao 7.º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Évora, 16 pp.
- NOVO, M. E. (2007). *Alterações Climáticas e seus Impactos nos Recursos Hídricos Subterrâneos em Ilhas de Pequena Dimensão (Caso de Estudo: Açores – Ilha Terceira)*. Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Angra do Heroísmo, Fevereiro de 2007, 290 pp.
- OLIVEIRA, M.M. (2004, 2006). *Recarga de águas subterrâneas: Métodos de avaliação*. Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia), Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, 440 pp., 2004. Também: Teses e Programas de Investigação - TPI 42, ISBN 972-49-2093-3, Editora LNEC, 2006.
- OLIVEIRA, M.M., NOVO, M.E., LOBO FERREIRA, J.P. (2007). *Models to predict the impact of the climate changes on aquifer recharge*. In Lobo Ferreira, J.P.; Vieira, J. (eds) – "Water in Celtic Countries: Quantity, Quality and Climate Variability", IAHS Red Books, London, IAHS Publication 310, ISBN 978-1-901502-88-6, pp. 103-110.
- OLIVEIRA, M. M., NOVO, M. E., OLIVEIRA, L.G.S., FERREIRA, J.P. (2012). *Estudo do Impacto das Alterações Climáticas na Recarga do Sistema Aquífero de Torres Vedras*. Comunicação apresentada ao 11º Congresso da Água, Valorizar a Água num Contexto de Incerteza, Porto, 6 a 8 de Fevereiro, 15 pp.

ARTIFICIAL RECHARGE OF PHREATIC AQUIFERS VIA SURFACE INFILTRATION WITHIN THE FRAMEWORK OF THE WARBO PROJECT

Daniel NIETO⁽¹⁾, Alessandro AFFATATO⁽¹⁾, Roberto ROMEO⁽¹⁾, Rinaldo BELLETTI⁽¹⁾, Francesco FANZUTTI⁽¹⁾, Alfio BARBAGALLO⁽¹⁾, Luca BARADELLO⁽¹⁾, Flavio ACCAINO⁽¹⁾, Tiago CARVALHO⁽²⁾, Anna-Ziska GÜTZ⁽²⁾, Jose Martins CARVALHO⁽²⁾, M. Rosário CARVALHO⁽³⁾, Pietro TEATINI⁽⁴⁾, Nicola CASTELLETTO⁽⁴⁾, Giuseppe GAMBOLATI⁽⁴⁾, Carmela VACCARO⁽⁵⁾, Salvatore PEPI⁽⁵⁾, Antonella di ROMA⁽⁵⁾, Grazia MARTELLI⁽⁶⁾, Cristina GRANATI⁽⁶⁾, Giovanni PAIERO⁽⁶⁾, Giorgio MATTASSI⁽⁷⁾, Mauro PICCOLO⁽⁸⁾

(1) National Institute of Oceanography and Experimental Geophysics, Sgonico, Italy; (2) TARH - Terra, Ambiente e Recursos Hídricos, Lda., Sacavém, Portugal; (3) Dept. of Geology, Faculty of Science, ED C6, Campo Grande, University of Lisbon, Portugal; (4) Dept. of Civil, Environmental and Architectural Engineering, University of Padova, Italy; (5) University of Ferrara, Italy; (6) Dept. of Georesources and Territory, University of Udine, Italy; (7) ARPA Friuli-Venezia-Giulia, Palmanova (UD), Italy; (8) EUREKOS srl, Portogruaro, Italy

ABSTRACT

Artificial recharge is a tool for aquifer management where water is stored in a suitable aquifer during surplus times in order to recover it during times of need. Within the framework of the WARBO Project the application, management and environmental impacts of artificial recharge are studied on the basis of test sites in the Friuli-Venezia-Giulia and the Emilia-Romagna Region, Italy. Two recharge sites will be tested and prepared for continuous operation and two more sites are going to be idealized and evaluated concerning their artificial recharge suitability.

Keywords: Artificial recharge, WARBO Project, surface infiltration, managed aquifer recharge

ARTIFICIAL RECHARGE OVERVIEW

While aquifer exploitation is common, the concept of artificial recharge stands for a significant new development in water management. **Artificial recharge (AR) aims to store water in a suitable aquifer during times when a surplus is available and to recover it during times when it is needed.** Furthermore, the underground storage has several advantages over surface storage (Bouwer, 2002; Maliva, Missimer, 2010). Artificial Recharge has particularly importance in Europe where 35% of its population lives under intense water stress conditions (EEA, 2005). The benefits can be manifold when applied correctly. AR not only enhances the groundwater resources by increasing the groundwater level or reducing the decline rate, but also can improve the groundwater quality, act as a barrier against seawater intrusion (Maliva, Missimer, 2010), increase the surface water flow in the dry season and increase the soil moisture, which subsequent improves flora and fauna and may reduce soil erosion (Gale et al., 2002) and land subsidence (Gelt, 1992). Nonetheless AR can also put the aquifer at risk. Contamination and salinization of the aquifer water, changes of the aquifer dynamics and reduction of the soils porosity are some of the possible outcomes of a negligent operation. To avoid these harms an extensive planning process and a carefully execution are essential.

The infiltration method is usually applied for unconfined aquifers, where large dedicated areas, permeable terrain and thick vadose zones exist. In regions characterized by shallow non-permeable soils or where the target is to recharge a confined aquifer, the direct injection method is preferred (Bouwer, 2002; Topper et al., 2004).

THE WARBO – WATER RE-BORN PROJECT

The Project WARBO – Water re-born was accepted in 2011 as a Life+ project, partially supported by the European Union. It aims at facilitating the regulation of artificial recharge by testing its application to mitigate the groundwater level drop by utilizing the unused surplus surface water, which is usually lost during the high flow period. Various geophysical, hydrogeological and geochemical methodologies are going to be applied to improve the process understanding. The project intends to develop new approaches for further applications in similar climate, geological, environmental and socio-economic conditions.

The main challenges of the WARBO project are:

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

- estimation of the time and water volumes needed to stabilize/recover the piezometric level and to recreate a stable freshwater aquifer for water supply purposes;
- assessment of the environmental impacts of AR;
- knowledge improvement regarding the use of different subjects (hydrogeology, geophysics, geochemistry, modulation) in the study and management of AR;
- development of reliable models for managing AR activities.

Two summer schools will be held, one in Ferrara (2013) and another in Lisbon (2014).

GEOLOGY AND HYDROGEOLOGY IN FRIULI-VENEZIA-GIULIA

The Friuli-Venezia-Giulia (FVG) Region can be divided in 3 main hydrogeological portions:

- the Alpin and pre-alpin mountain range,
- the high plains “Alta-Pianura” and
- the low plains “Bassa-Pianura”.

The FVG plains extend over a 2900 km² area and were formed over the Upper Pleistocene through the action of the alluvial deposition from the various rivers/streams from the Alpine mountain range, and powered by the natural subsidence. The different dynamics of the hydrographic network in the alluvial plain led to a subdivision of the area into two sectors: the **Alta-Pianura**, which is formed by coarse-grained detrital sediments, prevalently gravels, irregularly cemented in conglomerate horizons and intercalated with layers of sand and, less frequently, of clay; the **Bassa-Pianura**, characterized by sandy-pelitic deposits intercalated with gravel horizons, which become increasingly deep and rare southwards (Martelli, Granati, 2007).

The hydrogeology of the Alta-Pianura is characterized by a single, almost continuous and non-stratified aquifer with a thickness up to 600 m (ARPA FVG, 2011) and even 800 m. The hydraulic conductivity is generally high, ranging from 10⁻² to 10⁻⁶ m/s. A steady drop in the piezometric levels has been reported since the 70's. The aquifer recharge is mainly provided by the streams (largely the Tagliamento River), while the precipitation plays a relatively small role (around 30%) (Regione FVG, 2007).

The Bassa-Pianura is characterized by the presence of finer materials, such as silt and clay from wither alluvial (low speed sedimentation) or marine transgression. These finer sediments form confining layers (aquitards) with the regional aquifers that are characterized by a high degree of stratification. Eight to eleven different alluvial aquifers were identified (Martelli, Granati, 2007; Regione FVG, 2007). The aquifer permeability in Bassa-Pianura is also high, ranging from 10⁻² to 10⁻⁴ m/s, depending on the aquifer (Martelli, Granati, 2007). With depths down to 300 m b.s.l. the confined aquifers in Bassa-Pianura are recharged by the groundwater flowing from the Alta-Pianura unconfined aquifer (Martelli, Granati, 2007, 2010).

A progressive increase of fine deposits characterizes the transition from Alta to Bassa-Pianura, creating a barrier to the subsurface water flow, which is constrained to flow up and spring in several sites, which connected forms the **spring line**. The spring line crosses the territory from east to west and represents the limit between Alta and Bassa-Pianura. It is one of the main features of the FVG hydrogeological system and its status is one of the main indicators of the hydrologic and hydrogeologic state of the region (Regione FVG, 2007). Data provide evidence of a significant lowering of the summer flows (or even no flow) from the spring line, and a southward migration, indicating a clear drop of the groundwater levels (ARPA FVG, 2011)

THE MERETO DI TOMBA TEST SITE (IN FRIULI-VENEZIA-GIULIA)

The challenge: surface water infiltration tests, where water from an irrigation channel is intended to infiltrate into a high permeable phreatic aquifer, in order to mitigate the long term level drop in the piezometer level.

In the test site Mereto di Tomba in Alta Pianura, a large pond, of about 6 m depth and 45×7 m width will be used for surface water infiltration. The recharge water will be supplied by a nearby irrigation channel which is fed from the Tagliamento and the Ledra River. As described above, the typical geology of the Alta-Pianura Friulana consists of a thick non-differentiated layer of coarse alluvial sediments. However, a log stratigraphy analysis in wells within a range of 6 km showed a certain heterogeneity degree with the presence of some intercalating layers of gravel, conglomerate and clay. The results in the geophysical profile (ERT) also display some heterogeneity, at least in the upper meters.

No information on the local hydraulic conductivities is available wherefore a surface infiltration test was carried out in the pond and the calculated vertical hydraulic conductivity (in the non-saturated mean) was 10⁻⁴ m/s. **Subsequently the infiltration rates (61 cm/h) and flows (120 l/s) were calculated with the Green-Ampt formula.** The gradients are rather low (0,002) and so, considering the recharge water supply constraints, the recharge influence area is likely to be small, possibly making the monitoring network unsuitable, although

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

relatively dense. New piezometers may have to be drilled to accurately measure variations in level and water quality.

A number of tests still need to be carried out to close knowledge gaps, to finish the conceptual and numerical model and to start the infiltration tests. Planned tests and actions are geophysical profiles, pumping tests, Lefranc tests, drilling of new piezometers south of the infiltration pond, a vadose zone permeability test, a hydrogram analysis and a chemical analysis.

THE INDUSTRIAL ZONE OF PONTE ROSSO (ZIPR) TEST SITE (IN FRIULI-VENEZIA-GIULIA)

The challenge: define a methodology for the use of the treated industrial waste water with the objective of infiltration in the groundwater.

The industrial zone of Ponte Rosso is located in the Bassa-Pianura, just below the spring line. It is a densely industrial area with active synergies promoted by the consortium where, between other things, waste waters are managed by a common treatment plant. The effluent has general good quality for surface water disposal with the exception of the zinc content. Three phytodepuration lagoons were installed downstream of the waste water treatment plant, trying to create an effluent with desirable quality, suitable for the infiltration.

THE TORRATE TEST SITE (IN FRIULI-VENEZIA-GIULIA)

The challenge: define the methodology and protocols for the possible use of surface channel water for AR in the Bassa-Pianura Friuliana.

In the previous Life + CAMI Project, the spring park of Torrate was extensively surveyed with different kinds of geophysical surveys, geochemical analysis, hydrogeological methodologies and a 480 m deep well, with samples analysis. A conceptualization of a recharge model will be idealized using the available information from these various surveys, and an evaluation of the importance and suitability of these methodologies will be evaluated.

GEOLOGY AND HYDROGEOLOGY IN EMILIA-ROMAGNA

The Po plain in the Emilia Romagna Region is mostly composed of alluvial deposits provided by the numerous streams with origin in the Apennine Mountain range. A relatively straight strip of land along the mountains is characterized by coarser sediments and is the most water producing zone of the region. The stratification of the aquifer begins moving seawards, where more fine sediments were deposited due to the lower flow velocity (Regione Emilia-Romagna, 2009). In the coastal area (mainly in the Po river delta) the sea also played a role in the sedimentation process: here successive marine regression and transgression shaped the underground structures with clay and silt intercalations, rich in organic matter. In the Ferrara area, the upper 200 m of the Po Plain sedimentary sequence is subdivided in five hydro-stratigraphic units:

- the A0 unconfined aquifer;
- the A1 aquifer, which is generally under pressure;
- three more deep artesian aquifers (A2, A3 and A4).

Only the A0 unit is well characterized by a network of large diameter wells. A certain hydraulic connection exists between the A1 aquifer and the present bed of the Po River (Dugoni et al., 2007; Rapti-Caputo and Martinelli 2007, 2009).

A complex network of old river beds (**paleo channels**) has been identified, consisting of alluvial coarser sediments. Due to the higher permeability, these geomorphological structures can play an important hydrogeological role (Regione Emilia-Romagna, 2009).

THE COPPARO TEST SITE (IN EMILIA-ROMAGNA)

The challenge: surface water infiltration tests, where water from irrigation channels is intended to infiltrate into the semi-permeable, semi-confined aquifer to improve the groundwater quality.

Initially, the recharge was planned in the confined aquifer, but legal constrains forced all the efforts to be directed to a phreatic/semi confined aquifer recharge using a pond originated from clay and sand excavation. The pond is quasi-triangular shaped, with a perimeter of 1,5 km and an area of 5,7 ha. It has a maximum depth of 4 m and is partially filled with water. The pond is likely hydraulically connected with the semi confined aquifer (believed to be a 4 m thick sand layer), as the basin water level exhibits a slow reaction to precipitation but also varies in relation with the regional groundwater table. The electrical conductivity of the pond water (3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) is higher than the electrical conductivity of the semi-confined aquifer (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), probably due

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

to evaporation. Therefore the water of the pond must be replaced before infiltration may begin. The semi-confined aquifer is relatively salty in the test site, thus infiltration of surface water with approximately half of the electrical conductivity will make water quality changes visible.

According to the geomorphological map of Unione dei Comuni Terre e Fiumi (2011), there is a strong possibility of a hydraulic connection with a paleo channel from the Po Delta, with mainly high permeable materials which cause a preferential infiltration way. An estimation of the infiltration rate is not possible at the date due to the lack of information regarding permeability and geological structure. Therefore geophysical profiles, Lefranc tests, drilling of new piezometers as well as sieve, hydrogram and chemical analysis will be carried out. The aquitard efficiency is also still uncertain and so a leakage value should be estimated.

CONCLUSION

The WARBO project is aimed at developing and testing simple methodologies for the effective management of artificial aquifer recharge that will provide medium term positive effects on the groundwater level and quality. Information improvement by geophysical investigation are expected to increase the reliability of groundwater recharge modeling creating more accurate predictions and therefore simplifying the recharge management.

The results from the infiltration test sites will be evaluated and used to develop guidelines to support the decision makers.

REFERENCES

- ARPA FVG** (2011). Risorse Idriche Sotterranee del FVG (sostenibilità dell'attuale utilizzo). Italy.
- Bouwer, H.** (2002). Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*. N.10, pp. 121-142. DOI 10.1007/s10040-001-0182-4.
- Dugoni, G., Molinari, F., Boldrini, G., Severi, P., Caputo, D., Martinelli, G. (2007). Le risorse idriche sotterranee della provincia di Ferrara. Italy.
- EEA - European Environment Agency** (2005). EEA core set of indicators – Guide. EEA Technical report number 1/2005. Luxembourg. 39 pp. ISSN 1725-2237.
- Gale, I., Neumann, I., Calow, R., Moench, M.** (2002). The effectiveness of artificial recharge of groundwater: a review. AGRAR Project. British Geological Survey. Keyworth, Nottingham. 51 pp.
- Gelt, J.** (1992). Arroyo - Land subsidence, earth fissures change arizon's landscape. Water resources research center, University of Arizona.
- Maliva, R. G., Missimer, T. M.** (2010). Aquifer Storage and Recovery and Managed Aquifer Recharge Using Wells: Planning, Hydrogeology, Design, and Operation – Methods in Water Resources Evaluation. Series No. 2. Schlumberger. Texas.
- Martelli, G., Granati, C.** (2007). Lithostratigraphical and Hydrogeological Characteristics of the Aquifers of the Low Friuli Plain and Sustainability of Groundwater Extractions. *Memorie Descrittive della Carta Geologica d'Italia LXXVI*, pp. 241-266. Udine, Italy.
- Martelli, G., Granati, C.** (2010). A comprehensive hydrogeological view of the Friuli alluvial plain by means of a multi-annual quantitative and qualitative research survey. *Memorie Descrittive della Carta Geologica d'Italia XC*, pp. 181-208. Udine, Italy.
- Regione Autonoma Friuli-Venezia-Giulia** (2007). Scarsità d'acqua e siccità - Interventi sostenibili in agricoltura e nelle aree urbanizzate. Palmanova, Udine, Italy.
- Regione Emilia-Romagna** (2009). La Pianura – geologia, suoli e ambienti in Emilia Romagna. a cura di Alessandro Amorosi e Raffaele Pignone. Edizione Pendragon, pp 230. Italy.
- Topper, R., Barkmann, P. E., Bird, D. A., Sares, M. A.** (2004). Artificial Recharge of Groundwater in Colorado - A Statewide Assessment. *Environmental Geology* 13. Colorado Geological Survey. Division of Minerals and Geology. Department of Natural Resources. Denver, Colorado.
- Unione dei comuni terre e fiumi** (2011). Piano strutturale comunale – Relazione Geologico-Ambientale, relativa alla cartografia tematica. Version REV03. Italy.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: ESTUDO DE ALGUNS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Catarina MANSILHA^a, Helena REBELO^b

Instituto Nacional de Saúde Doutor Ricardo Jorge, Departamento de Saúde Ambiental - Unidade de Água e Solo

Laboratórios de Química e Toxicologia de a) Porto e b) Lisboa, a) catarina.mansilha@insa.min-saude.pt, b) helena.rebelo@insa.min-saude.pt

RESUMO/INTRODUÇÃO

A água subterrânea é um recurso natural valioso que, enquanto tal, deve ser protegido da deterioração e da poluição química. Essa proteção é particularmente importante no que respeita aos ecossistemas dela dependentes e à sua utilização para o abastecimento de água destinada ao consumo humano¹.

O sector do abastecimento de água em Portugal é um serviço público essencial e insubstituível com grande impacto no bem-estar geral dos cidadãos, na saúde pública, nas atividades económicas e na proteção do ambiente. Serve atualmente cerca de 94% da população portuguesa², sendo caracterizado por uma grande diversidade em termos dos modelos de gestão, com uma entrada crescente de operadores e de capital estrangeiro³. Atendendo, no entanto, à atual conjuntura económica do país e ao panorama tarifário no setor da água e do saneamento, tem vindo a aumentar o consumo de água subterrânea por parte das populações, principalmente em zonas rurais, que recorrem cada vez com maior frequência a furos e poços, bem como a águas de minas e nascentes, para uso doméstico.

De acordo com o estudo “Água e Saneamento em Portugal: o Mercado e os Preços” apresentado em Novembro de 2012 pela APDA, e noticiado no jornal Público de 28/11/2012, nos últimos três anos tem vindo a diminuir o consumo de água comprada às empresas ou serviços de abastecimento. Tal tendência tem sido igualmente verificada nos nossos Laboratórios de análise de águas do Porto e Lisboa, verificando-se um aumento do número de pedidos de análise de águas subterrâneas destinadas a consumo humano por particulares. Têm surgido igualmente, com alguma frequência, amostras de poços e furos de captações ilegais e ainda amostras resultantes da mistura de água não tratada com água da rede pública.

Torna-se portanto essencial avaliar a potabilidade destas águas, preferencialmente através de análises regulares, uma vez que, mesmo sem sinais visíveis de contaminação a água pode estar poluída, em especial se entre os locais de captação e consumo existem zonas agrícolas, industrializadas ou com fossas sépticas, constituindo a ausência de controlo um problema real, capaz de gerar situações muito complexas de saúde pública.

Em termos Regulamentares, a qualidade da água para consumo humano segue o disposto no Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto, que tem por objetivo proteger a saúde humana dos efeitos nocivos resultantes da eventual contaminação da água e assegurar a disponibilização tendencialmente universal de água salubre, limpa e desejavelmente equilibrada. No respeitante à água subterrânea, o Decreto-Lei n.º 208/2008 de 28 de Outubro estabelece o regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração, transpondo para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 2006/118/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro, relativa à proteção da água subterrânea contra a poluição e deterioração, e regulamenta o artigo 47.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água) referente à avaliação do estado químico da água subterrânea. Refere este Decreto que tendo em conta a necessidade de obter níveis de proteção da água subterrânea, dever-se-ão cumprir os critérios já fixados para 2 poluentes (nitratos e pesticidas) e estabelecer normas de qualidade e limiares para um conjunto de outros parâmetros pertinentes (poluentes, grupos de poluentes e indicadores de poluição) que contribuam para que as massas de águas subterrâneas corram o risco de não cumprirem os objetivos da Diretiva-Quadro da Água⁴. Neste último caso, o estabelecimento de valores numéricos a nível comunitário não foi considerado uma opção viável, devido à grande variabilidade natural de substâncias presentes nas águas subterrâneas (em função das condições hidrogeológicas, das concentrações de fundo geoquímico, dos trajetos dos poluentes e das interações com diversos compartimentos ambientais), exigindo-se que os Estados-Membros estabeleçam as suas próprias normas de qualidade, tendo em conta os riscos identificados e a lista de poluentes/indicadores constante do anexo II da Diretiva 2006/118/CE⁵.

Da lista mínima de poluentes e dos respetivos indicadores para os quais os Estados-Membros têm de considerar a fixação de limiares constam: (a) Substâncias ou iões, ou indicadores, que podem ocorrer naturalmente ou como resultado de atividades humanas (Arsénio, Cádmio, Chumbo, Mercúrio, Azoto amoniacal, Cloreto, Sulfato); (b) Substâncias sintéticas artificiais (Tricloroetileno; Tetracloroetileno) e (c) Parâmetros indicativos de intrusões salinas ou outras (Condutividade / Cloreto, Sulfato). Alguns países estabeleceram já limiares, tendo fundamentalmente por base os padrões de água potável previstos na Diretiva UE (98/83/CE) ou respetivas normas nacionais.

Este trabalho objetivou uma avaliação global da qualidade das águas subterrâneas, rececionadas nos nossos Laboratórios do Porto e Lisboa entre os anos de 2010 e 2012, no que respeita a alguns dos poluentes/indicadores referidos (nitratos, sulfatos, cloretos, azoto amoniacal, condutividade e pH) e sua adequação para fins domésticos. Foram analisadas um total de 1518 amostras provenientes de 17 distritos do País, e realizados estudos comparativos referentes a variações geográficas e sazonais.

Palavras-chave: Água subterrânea; Qualidade hídrica; Poluição; Indicadores; Saúde Pública; Saúde Ambiental

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

METODOLOGIA

Trabalho resultante de um estudo estatístico, longitudinal, realizado a partir de um total de 1518 amostras de água subterrânea provenientes de furos e poços particulares, nascentes e minas, localizadas em 17 Distritos do país e analisadas nos Laboratórios de Química e Toxicologia do Porto e Lisboa do INSA (Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge), durante os anos de 2010 a 2012, para avaliação da qualidade da água para consumo humano. No que respeita à metodologia analítica, os parâmetros estudados encontram-se acreditados pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC), segundo a Norma ISO 17025:2005, tendo os nitratos, sulfatos e cloretos sido analisados por Cromatografia Iónica/Espectrometria de Absorção Molecular, o azoto amoniacal por Fluxo Contínuo Segmentado, a condutividade por electometria e o pH por potenciometria. Os resultados foram avaliados na sua globalidade e por Distrito, tendo sido efetuado igualmente um estudo de variação sazonal.

RESULTADOS

A partir dos resultados laboratoriais obtidos verificou-se que 21,1% das amostras analisadas apresentaram pelo menos um resultado respeitante aos poluentes/indicadores analisados (nitratos, sulfatos, cloretos, azoto amoniacal, condutividade) acima do valor paramétrico (VP) para águas de consumo humano.

Quanto ao parâmetro pH, 51,7% das amostras possuíam valores abaixo do limite mínimo estabelecido. Contudo, estes resultados não traduzem, numa forma geral, uma deterioração da qualidade físico-química da água, mas antes a natureza geológica dos aquíferos onde têm origem. De realçar ainda que o incumprimento do Valor Paramétrico para este parâmetro não compromete a qualidade da água para consumo humano. Os limites fixados no DL 306/2007 têm apenas como objetivo prevenir fenómenos de corrosão de tubagens e acessórios na rede de distribuição.

Na Tabela 1 estão apresentados os dados gerais referentes a cada um dos parâmetros analisados.

Tabela 1: Avaliação geral dos resultados obtidos - valores médios, amplitudes e percentagem de resultados acima do VP dos poluentes/indicadores analisados.

	N	Média	Amplitude	VP	>VP(%)
Nitratos (mg/L)	1518	24	0.50 - 314	50	15.6
Amónio (mg/L)	1387	0.11	0.02 - 13	0.5	2.4
Cloretos (mg/L)	1432	68	0.5 - 2797	250	3.7
Sulfatos (mg/L)	1422	46	0.5 - 1773	250	2.7
Condutividade (µS/cm)	1394	519	9 - 7800	2500	1.0
pH	1390	6.5	3.8 - 10.8	≥6,5 e ≤ 9	51.7

Relativamente aos compostos azotados, habitualmente indicadores de uma deficiente qualidade higiénica e inaptidão para consumo humano, o ião nitrato foi o contaminante mais comum encontrado nas amostras analisadas (15,6% das amostras com valores acima do limite estabelecido de 50µg/L). A sua presença em elevadas concentrações nas águas subterrâneas representa habitualmente contaminação por fertilizantes minerais ou orgânicos utilizados na agricultura. Devido à sua elevada solubilidade na água, os nitratos aparecem em ambientes fortemente oxidantes como é o caso das águas subterrâneas pouco profundas, sedimentos de alta permeabilidade e rochas fraturadas que possuem elevados teores de oxigénio gasoso dissolvido. Quanto ao azoto amoniacal ou amónio, este ião ocorreu em concentrações superiores ao VP em 2,4 % das amostras analisadas. Embora possa estar presente naturalmente em algumas origens de água, pode ser resultante de fontes de poluição próximas, bem como da redução de nitratos por bactérias ou por iões ferrosos presentes no solo, com reconhecidas implicações na saúde humana, particularmente em crianças.

De realçar que as águas com elevados teores de amónio, quando sujeitas a tratamento de desinfecção com cloro ou derivados, originam a formação de cloraminas que, para além de exibirem propriedades tóxicas, conferem à água cheiro e sabor desagradáveis.

Algumas amostras revelaram também uma mineralização excessiva, desadequada para consumo humano, traduzida pelos elevados valores de condutividade elétrica / cloretos e sulfatos, indicadores de intrusão salina decorrente de processos naturais ou atividades antropogénicas.

Na análise por Distrito (Figura 1), e em termos gerais, ressalta deste estudo uma grande variabilidade de resultados para a generalidade dos parâmetros, traduzida por elevados valores de desvio padrão, em muitos casos superiores ao valor médio. Este registo indica claramente a grande diversidade, do ponto de vista geológico, dos aquíferos de origem. Por outro lado, as médias calculadas para todos os parâmetros em estudo, em todos os

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Distritos, foram inferiores aos respetivos VP, constituindo exceção os cloretos no Distrito de Leiria.

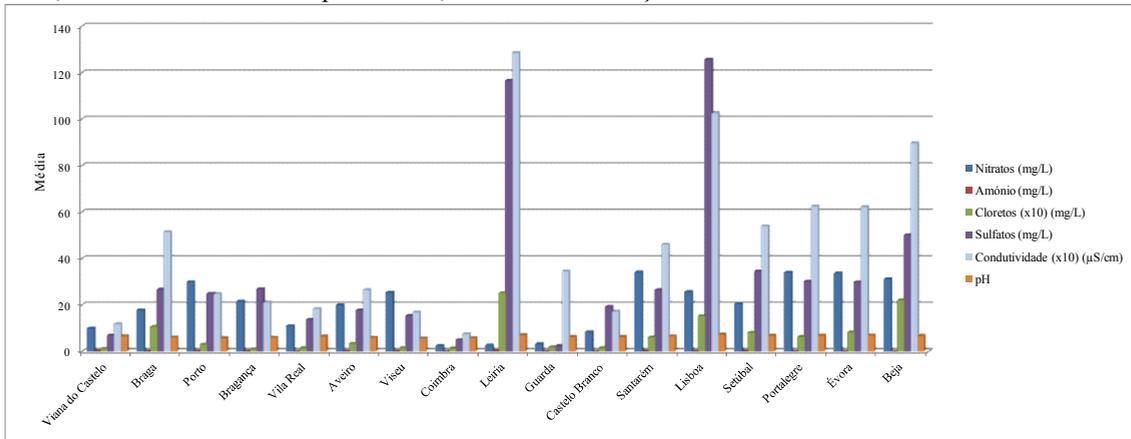


Figura 1: Valores médios obtidos para cada parâmetro por Distrito.

Em 12 dos 17 Distritos foram registadas amostras com um ou mais parâmetros acima do VP (Figura 2). Quanto aos nitratos, os distritos do Porto, Aveiro, Santarém, Lisboa, Portalegre, Évora e Beja detêm os valores mais elevados. A falta de infra-estrutura sanitária, com disposição superficial de esgotos, aliada a práticas agrícolas e à alta vulnerabilidade natural de alguns aquíferos, constituem-se em fatores que justificam o comprometimento das águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.

Os Distritos do Centro Litoral e Sul (Leiria, Lisboa, Setúbal, Portalegre, Évora e Beja) são os que apresentam águas com maior mineralização, o que se pode explicar não só pelo enquadramento hidrogeológico destas regiões mas também pela possibilidade de intrusão salina.

Nos Distritos de Vila Real, Bragança, Coimbra, Guarda e Castelo Branco não foram encontradas inconformidades relativamente aos Valores Paramétricos constantes no DL 306/2007. Contudo, para estes Distritos, bem como para Portalegre e Beja, trata-se de resultados preliminares, uma vez que o número de amostras analisadas foi reduzido para permitir extrair conclusões ($n < 10$).

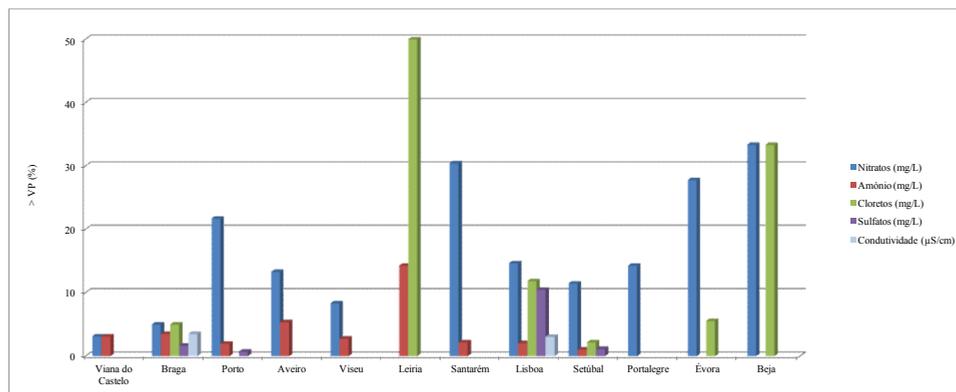


Figura 2: Distribuição percentual de resultados acima do VP por Distrito.

Em relação à distribuição sazonal, os resultados sugerem ausência de variação estatisticamente significativa ($p > 0,05$) da concentração média dos parâmetros analisados (Tabela 2).

Verifica-se, contudo, relativamente ao parâmetro amónio, uma elevada percentagem de resultados acima do VP (12,4%) na Primavera, comparativamente às restantes estações do ano.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Tabela 2: Variação sazonal dos resultados obtidos.

Estação do Ano	Primavera				Verão				Outono				Inverno			
	N	Média	Amplitude	>VP(%)	N	Média	Amplitude	>VP(%)	N	Média	Amplitude	>VP(%)	N	Média	Amplitude	>VP(%)
Nitratos (mg/L)	404	22a	0.03 - 254	13.9	460	25a	0.5 - 293	16.7	307	26a	0.13 - 314	16.3	347	25a	0.5 - 210	15.6
Amónio (mg/L)	372	0.15a	0.02 - 11	12.4	409	0.08a	0.02 - 8.40	1.7	263	0.06a	0.02 - 3.60	0.8	343	0.12a	0.02 - 13	3.2
Cloretos (mg/L)	379	62a	1 - 2600	3.4	439	64a	1 - 2797	3.2	294	67a	0.5 - 2027	2.7	320	82a	1.9 - 2580	5.6
Sulfatos (mg/L)	380	42a	0.5 - 1362	3.2	440	47a	0.5 - 1211	3.2	287	49a	0.5 - 1773	2.1	315	48a	0.5 - 1401	2.2
Conduct. (µS/cm)	372	504a	9 - 7800	1.1	412	504a	22 - 6300	0.7	267	555a	27 - 6800	1.5	343	528a	14 - 4800	0.6
pH	370	6.5a	4.4 - 10.8	51.1	411	6.4a	3.8 - 9.3	52.8	265	6.5a	4.5 - 9.2	52.5	344	6.6a	4.7 - 9.0	50.3

One-way ANOVA a um nível de significância de $p < 0,05$. Os índices (a, b, ...) indicam diferenças estatisticamente significativas no teste de Tukey para o grupo de amostras analisadas.

CONCLUSÕES

Tendo em conta a necessidade de obtenção de níveis de proteção da água subterrânea, conforme definido no DL 208/2008, considera-se necessário encetar medidas de proteção recuperação dos aquíferos e estabelecer normas de qualidade e limiares para parâmetros ainda não regulamentados, como sejam os constantes no Anexo II do supra citado DL, alguns dos quais fizeram parte deste estudo.

O trabalho permitiu identificar aquíferos poluídos, contendo água imprópria para consumo humano, situação que coloca riscos de saúde pública, sobretudo numa altura em que o contexto económico do país impele as populações mais carenciadas, principalmente de zonas rurais, ao consumo de águas de qualidade incerta provenientes de captações privadas para fins domésticos.

Os resultados levam-nos também a discordar das conclusões apresentadas no Relatório da Comissão Europeia respeitante ao estabelecimento de limiares para as águas subterrâneas de 2010⁶. No total, 26 Estados-Membros comunicaram o estabelecimento de limiares para 158 poluentes/indicadores diferentes em toda a Europa, tendo o número de limiares estabelecidos por cada país variado entre zero (Portugal) e 62 (Reino Unido). Quase todos os poluentes mencionados no anexo II da Diretiva Águas Subterrâneas foram objeto de limiares, já que as 10 substâncias em causa representam risco num número bastante elevado de Estados-Membros. Neste mesmo Relatório, Portugal refere *ausência de risco* para justificar o não estabelecimento de limiares.

Importa pois assegurar uma proteção eficaz das águas subterrâneas através de medidas destinadas a prevenir ou a limitar a introdução, tanto direta como indireta, de poluentes e proceder ao estabelecimento de limiares atendendo a que foram encontrados para todos os parâmetros analisados valores acima dos atualmente permitidos para consumo humano, numa gama de resultados percentuais de 1%, para a condutividade, a 15,6% no que respeita aos nitratos, parâmetro para o qual estão estabelecidas normas de qualidade a serem utilizadas como critérios comunitários para a avaliação do estado químico das massas de água subterrânea.

Para uma melhor caracterização das captações estudadas pretende-se no futuro complementar este trabalho com a análise de outros poluentes, nomeadamente metais (Arsénio, Cádmio, Chumbo, Crómio, Níquel) e substâncias sintéticas artificiais (Tricloroetileno e Tetracloroetileno).

BIBLIOGRAFIA

1. Decreto-Lei n.º 208/2008 de 28 de Outubro.
2. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) <http://www.ersar.pt/>
3. Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (APDA) <http://www.apda.pt/pt/>; <http://www.apda.pt/pt/noticia/1415/fichas-tecnicas-sobre-parametros-da-qualidade-da-agua/>; www.icjp.pt/sites/default/files/papers/texto_rg_icjp-fdul.pdf
4. Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000).
5. European Commission, Commission Staff Working Document, Bruxelas, 5.3.2010 SEC(2010) 166 final.
6. Comissão Europeia, Relatório da Comissão em conformidade com o disposto no artigo 3.º, n.º 7 da Directiva 2006/118/CE relativa às águas subterrâneas, respeitante ao estabelecimento de limiares para as águas subterrâneas, Bruxelas, 5.3.2010 C(2010) 1096 final.

CONTAMINAÇÃO DO SOLO E DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM AEROPORTOS: ORIGEM E RISCO POTENCIAL

Luís Miguel NUNES

Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade do Algarve, Centro de Geo-Sistemas, Campus de Gambelas, Faro, E-mail: lnunes@ualg.pt, w3.ualg.pt/~lnunes

RESUMO

Apresentam-se neste trabalho alguns dados resultantes de um estudo sobre a origem de contaminação para o solo e águas subterrâneas em aeroportos, identificando-se as substâncias detetadas. Faz-se uma análise dos dados com base no risco potencial para a saúde humana associado a cada substância e via de entrada no solo. Identificam-se como principais substâncias os hidrocarbonetos derivados de petróleo, PAH, solventes e metais pesados. Para além destes surgem ainda substâncias prioritárias e poluentes emergentes. As fugas de sistemas de abastecimento de combustível, escorrência superficial e deposição atmosférica são as principais vias de entrada no solo, associadas a locais e operações aeroportuárias que se discutem no texto.

Palavras-chave: aeroporto; água subterrânea; solo; contaminação; risco

1. INTRODUÇÃO

Os resultados aqui discutidos são resultantes de um trabalho de pesquisa bibliográfica tão extensiva quanto foi possível através de motores de pesquisa científica, consulta de bases de dados das entidades aeroportuárias e ambientais dos diversos países, e das instituições aeroportuárias internacionais, em especial a International Civil Aviation Organization. As pesquisas foram realizadas nas seguintes línguas: português, castelhano, francês, inglês, italiano, alemão e neerlandês. Foi ainda feita uma pesquisa exaustiva na documentação existente no repositório documental da Academia de Ciências da R. P. da China, bem como em publicações nesta língua, realizada durante uma deslocação de longa duração a esta instituição. Desta pesquisa resultou a seleção de cerca de setecentas publicações sobre a matéria, sendo que apenas cinquenta e duas forneciam dados quantitativos com o nível de detalhe pretendido, identificando, nomeadamente as substâncias emitidas, o local e actividade responsável, e as concentrações encontradas. Esta informação foi publicada em 2011 no Journal of Environmental Monitoring (Nunes et al., 2011). Utiliza-se este texto para identificar as principais substâncias e as suas origens.

No presente artigo discute-se o risco potencial associado à presença das substâncias identificadas nos estudos consultados. O termo risco potencial é utilizado para o distinguir de uma avaliação completa de risco ambiental (vertente saúde humana, exclusivamente). Na avaliação do risco potencial pretende-se obter uma lista ordenada das substâncias que colocam maior risco para a saúde de uma forma genérica, sem particularizar para situações concretas – as substâncias são comparadas para uma mesma situação de referência. Esta análise permite identificar antecipadamente quais as substâncias a monitorizar com mais detalhe, tendo por base um critério comum.

2. CONTAMINANTES E ORIGENS DA CONTAMINAÇÃO

Um aeroporto é constituído por: (1) pistas e taxiways; (2) plataformas; (3) parques de combustível; (4) terminais de carga e passageiros; (5) iluminação; (6) sistemas elétricos; (7) sistemas de apoio à navegação aérea (navaid); (8) serviços de salvamento e combate a incêndio; (9) hangares de assistência de aeronaves; (10) sistemas de tratamento de águas pluviais; (10) sistemas de tratamento de águas residuais; (11) parque de viaturas de *handling*; (12) parque de viaturas de passageiros; (13) torre de controlo de tráfego; (14) cozinhas; (15) usos industriais; e (16) armazéns. O funcionamento do aeroporto depende ainda de um conjunto de actividades fundamentais: (1) serviços de apoio de terra (usualmente conhecido pelo termo inglês *ground handling services*); (2) reabastecimento de aeronaves; (3) operações de inverno (remoção de gelo e neve e tratamento preventivo); (4) treinos de combate a incêndios; (5) pequenas reparações.

Para além destes espaços físicos e atividades, usualmente sob responsabilidade da mesma entidade gestora, existem outros sob gestão de terceiros, nomeadamente: (1) parques de mercadorias e armazenamento; (2) empresas de aluguer de automóveis; (3) oficinas; (4) hotéis.

Algumas operações aeroportuárias desenvolvem-se em locais específicos, pelo que as emissões delas resultantes podem facilmente ser associadas a um local específico, tal é o caso das operações de *groundhandling*, que ocorrem nas plataformas. Outras, pelo contrário, podem ser realizadas em mais do que um local. Tal é o caso das operações de remoção de gelo e tratamento preventivo (*anti-icing e de-icing fluids, ADAF*), que tanto podem ser realizadas nas plataformas como nos taxiways. A forma como uma determinada substância atinge o solo dependerá do tipo de operação em curso, configuração do local onde é feita a emissão, e do trajeto percorrido pela substância entre a emissão e a deposição no solo. O Quadro 1 apresenta uma síntese do conjunto de operações, localizações e via de entrada das substâncias no solo. A este último parâmetro foram associadas as substâncias referidas nos estudos consultados, e de que se apresentam as frequências mais adiante na Figura 1.

Estas substâncias podem ser divididas nos seguintes grupos:

1. Combustíveis e óleos: BTEX₂; gasoline range, GRO (C4-C12); diesel range, DRO (C10-C32), óleos (C22-C32);
2. Compostos aromáticos policíclicos (PAH):
3. Solventes: tricloroetileno(TCE), tetracloroetileno(PCE), 1,2-dicloroetileno (cis-1,2-DCE), tetracloroeto de carbono(CCl4);

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

4. Pesticidas;
5. Fluidos anticongelantes e descongelantes (ADAF) – surfactantes e metabolitos: 4-octilfenol; 4-nonilfenol; Benzotriazol (1,2,3-benzotriazol é um aditivo usado para controlo de corrosão);
6. Aditivos de produtos de combate a incêndio (surfactantes perfluorados): Ácido perfluorooctanóico (PFOA); Ácido perfluorooctanossulfónico (PFOS); Benzotriazol (1,2,3-benzotriazol é um aditivo usado para controlo de corrosão e retardamento de chama) – identificados como PFC;
7. Metais pesados (Cd, Cr, Cu, V, Ni, Hg, As, Pb, Zn).

Quadro 1. Operações, localização e forma de entrada da substância no solo (adptado de Nunes et al. (2011))

Operação	Localização	Vias de entrada
Reabastecimento de aeronaves, handling, ADAF, estacionamento de veículos, manutenção de aeronaves, limpeza de pavimentos, escorrência superficial	Pistas, taxiways, plataformas, estradas de acesso ao aeroporto, parques de estacionamento, hangares, oficinas, outras áreas pavimentadas	Escorrência superficial
Reabastecimento de aeronaves, armazenamento de outras substâncias químicas (pesticidas, combustíveis, lubrificantes, solventes, produtos ADAF, etc.).	Plataformas, sistemas hidrantes, parques de armazenamento de combustível, estações de abastecimento de combustível para viaturas de handling e para passageiros, parques de armazenamento de combustível, áreas de mercadorias e armazenamento, hangares, oficinas	Fugas a partir de sistemas de abastecimento de combustível, condutas, e derrames acidentais
Operações de aterragem e levantamento (LTO), incluindo arranque de motores, aquecimento, teste, manobras em terra, levantamento, aterragem), veículos e equipamento de apoio em terra, sistemas de aquecimento, operações de inverno	Áreas não pavimentadas	Deposição atmosférica
Controlo de plantas infestantes, treinos de combate a fogo, armazenamento/deposição de substâncias em áreas não pavimentadas	Áreas não pavimentadas, áreas de treino de combate a incêndios, instalações de armazenamento	Deposição direta
Fugas durante as operações de manutenção de subestações elétricas, derrames de pesticidas no solo, derrames de produtos de limpeza e manutenção de aeronaves, derrames a partir de veículos e equipamento de apoio em terra, derrames a partir de carga	Subestações elétricas, áreas verdes, hangares, oficinas, terminal de carga, instalações de armazenamento	Contaminação acidental

3. CÁLCULO DO RISCO POTENCIAL

A informação apresentada atrás não permite ainda saber que substância(s) e vias de entrada apresentam maior risco potencial. Para tanto pode-se começar por apresentar a equação geral para cálculo do risco colocado por cada substância i e via de entrada j :

$$R_{ij} = \text{perigo}_i \times p_{ij} \quad (1)$$

Em que o perigo identifica o potencial para a substância produzir efeitos nocivos sobre a saúde humana. Dado que não se pretende utilizar nesta análise as concentrações ambientais, também não se utilizam os indicadores de toxicidade usuais, e que seriam, para a saúde humana, por exemplo, a concentração previsível sem efeitos (PNEC) (ou doses de referência calculadas com base neste), e a dose letal mediana (DL50) para outros organismos. Em alternativa, o perigo é definido por apenas três classes: com valor $\text{perigo}=3$, para substâncias carcinogénicas ou desreguladoras endócrinas; com valor $\text{perigo}=2$, para substâncias provavelmente carcinogénicas ou desreguladoras endócrinas; com valor $\text{perigo}=1$, para substâncias com efeitos toxicológicos menos severos. A informação necessária para esta classificação está disponível em muitas agências interacionais, de que se referem a Agência Internacional para a Investigação sobre o Cancro (IARC), a Organização Mundial de Saúde, o Instituto para a Saúde e Proteção do Consumidor (IHCP), criado pela Comissão Europeia, e a Agência Ambiental dos EUA (USEPA), para citar apenas algumas (informação mais exaustiva pode ser encontrada em w3.ualg.pt/~lnunes). Neste sistema de classificação as substâncias detetadas em aeroportos classificam-se de acordo com o apresentado no Quadro 2. Para efeitos de quantificação do perigo, cada um dos hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX, DRO, GRO, óleos) são quantificados como se de benzeno se tratasse. Isto justifica-se uma vez que o benzeno está presente na composição de todos os combustíveis e óleos, e porque garante uma abordagem conservativa do risco. O mesmo se aplica ao níquel, vanádio e crómio, em que se considera que a presença destes se faz na forma mais tóxica, isto é, compostos de níquel, Cr(VI), e pentóxido de vanádio.

O termo p_{ij} identifica a probabilidade da substância i ser detetada, associada a uma via de entrada j , quando haja deteção de contaminação. Trata-se portanto de uma probabilidade condicional que não permite determinar a probabilidade simples de deteção de contaminação em aeroportos – nem os dados permitem calculá-la. Os valores de p_{ij} são estimados a partir das frequências de deteção para cada substância e via de entrada, divididas pelo número total de deteções.

No Quadro 2 é indicado entre parênteses: i) a classificação da substância como “substância prioritária” (SP) ou “substância perigosa perioritária” (SPP) de acordo com o estabelecido na Directiva n.º 2008/105/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Dezembro, relativa a normas de qualidade ambiental no domínio

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

da política da água (D-L nº 103/2010, de 24 de setembro); ii) se consta na lista limiares de qualidade da água subterrânea (LQSA) preparada pelo INAG em 2009 (INAG, 2009) e que serviu de base aos limiares estabelecidos nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica. Ainda que esta classificação pudesse ter sido utilizada em substituição da escolhida, ela não permitiria classificar uma boa parte das substâncias detetadas.

Quadro 2. Classe de perigo para as substâncias encontradas em aeroportos

Classe de perigo, Valor (<i>perigo_i</i>)		
3	2	1
Classe 3: carcinogénico/ desregulador endócrino	Classe 2: provavelmente carcinogénico/ desregulador endócrino	Classe 1: Toxicidade menos severa
Benzeno (SP), Ácido perfluorooctanóico, Ácido perfluorooctanosulfónico, B[a]p (SPP), Cd (SP; LQAS), As (LQAS), Cr(VI), compostos de Ni (SP)	TCE (SP-outras; LQAS), CCl ₄ (SP-outras), Octilfenol (SP), Nonilfenol (SPP), PCB, B[a]a, D[a,h]a, B[k]f (SPP), Criseno, I[1,2,3-cd]p (SPP), Pb (SP; LQAS), Ni (SP), Co, V ₂ O ₅	MtBE, Tolueno, Xilenos, Etilbenzeno, Benzotriazolo, PCE (SP-outras; LQAS), Naftaleno (SP), Cu, Hg (SPP; LQAS), Zn, Pesticidas (dependente da substância)

O risco potencial total é obtido pelo somatório dos riscos individuais para a totalidade das substâncias

$$R_T = \sum_{s=1,m} \sum_{v=1,n} perigo_s \times p_{sv} \quad (2)$$

Pode igualmente calcular-se o risco potencial por substância (*s*) e por via de entrada (*v*)

$$R_s = \sum_{v=1,n} perigo_s \times p_{sv} \quad (3)$$

$$R_v = \sum_{s=1,m} perigo_s \times p_{sv} \quad (4)$$

Se nas expressões (3) e (4) o parâmetro perigos for substituído pelo valor 1.0, obtêm-se as probabilidades: (1) de encontrar uma substância *s* associada a qualquer das vias de entrada, *p_s*; (2) de encontrar uma qualquer substância numa via de entrada *v*, *p_v*.

Note-se que nenhum destes valores de risco identifica uma probabilidade de ocorrência de um dano, principalmente porque o perigo não relaciona concentrações com efeitos, e a probabilidade de deteção, *p_{ij}*, não está associada a um valor de concentração.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas de um aeroporto onde a contaminação é mais frequente são: (1) plataformas, taxiways e pistas, de onde é provável vir a ocorrer escorrência superficial (e projeção durante a passagem das aeronaves) para os terrenos não pavimentados circundantes, contaminando-os com hidrocarbonetos derivados de petróleo, solventes, resultantes de pequenas reparações nas plataformas, produtos ADAF, metais pesados, resultantes do desgaste das peças e de combustíveis (a gasolina para aeronaves Avgas ainda é chumbada); (2) roturas de condutas e depósitos, de onde é provável virem a ocorrer fugas de combustível em quantidades muito elevadas – foi muito frequente encontrar referências nos estudos consultados à presença de grandes volumes de fase livre, resultante de fugas de pequenos volumes que se estenderam por longos períodos -, metais pesados, e solventes, sendo estes frequentemente encontrados junto a oficinas; (3) deposição atmosférica nas áreas não pavimentadas, por onde se pode prever a entrada de PAH, produtos ADAF largados pelas aeronaves durante o levantamento – sendo que a área afetada se estende para além dos limites do aeroporto; (4) deposição direta, que corresponde essencialmente à aplicação direta de pesticidas nas áreas pavimentadas e envolventes, queima de combustível e óleos usados sobre o solo durante exercícios de combate a incêndio (nas instalações modernas já não se pratica assim); (5) contaminação acidental, referente a derrames acidentais de substâncias, quer a partir de aeronaves em caso de acidente, quer durante o manuseamento e armazenamento de produtos, de onde é provável virem a ocorrer contaminações com praticamente todas as substâncias referidas.

A contaminação com hidrocarbonetos derivados de petróleo, PAH e solventes são as substâncias mais frequentemente encontradas em solos e águas subterrâneas em aeroportos, somando 42% do total das ocorrências, e 50% do risco total (Figura 1). Esta diferença faz-se devido ao maior peso dado às substâncias mais perigosas, em detrimento das menos perigosas (e.g., Zn, Cu, pesticidas). Assim, programas de amostragem orientados para os três grupos de substâncias com maior risco permite detetar metade do risco potencial; aumentos de eficiência a partir deste ponto são marginalmente pequenos à medida que se introduzem mais substâncias. Justifica-se, assim, fazer para cada caso particular uma análise custo-benefício em função das restrições orçamentais.

Os resultados referentes à via de deposição são também muito interessantes, no sentido em que nos mostram que a maioria das vias de entrada de contaminação são tradicionalmente de muito difícil controlo operacional: roturas de condutas e depósitos, escorrências superficiais e deposição atmosférica. Estas três vias são responsáveis por 79% das ocorrências, e 80% do risco. Nas infraestruturas modernas são usualmente instalados sistemas de

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

controlo de fugas e bons sistemas de drenagem superficial, o que minimizará estes riscos. No entanto, estes não estarão disponíveis e/ou perfeitamente operacionais nos mais de 9000 aeroportos já construídos, o que foi demonstrado pela análise da informação recolhida e já publicada. É interessante ainda observar que o risco mínimo que se pode vir a aspirar ter depois de reduzir a totalidade dos riscos controláveis a zero (dificilmente atingível), é ainda de cerca de 30%, resultante da deposição atmosférica de acidentes/incidentes. Este é um aspeto relevante aquando da quantificação do impacto ambiental de aeroportos.

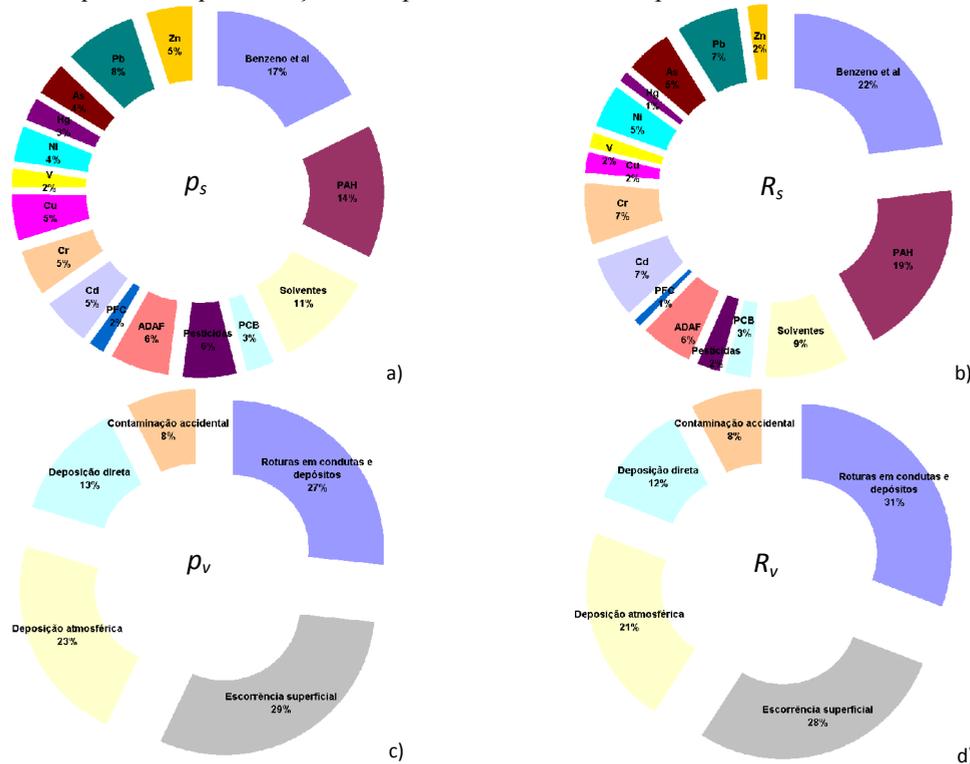


Figura 1. Probabilidade de deteção e risco: a) probabilidade de deteção por substância; b) risco por substância; c) probabilidade de deteção por via de entrada; d) risco por via de entrada

5. CONCLUSÃO

Neste trabalho introduziu-se um conjunto de informação quantitativa referente à origem da contaminação do solo e águas subterrâneas com substâncias químicas em aeroportos. Estimou-se o risco potencial para a saúde humana para cada uma das substâncias e para as rotas de entrada no solo. Ainda que os indicadores de risco utilizados não tenham como objetivo a análise formal do risco, podem orientar futuros estudos de caracterização da contaminação em aeroportos para as substâncias mais relevantes tendo em conta a frequência de ocorrência e a relevância ambiental. Isto é particularmente relevante para substâncias para as quais ainda não existem valores limiar de qualidade, como é o caso do ácido perfluorooctanossulfónico e seus derivados (PFOS) (estando este previsto para vir a integrar a lista de substâncias prioritárias numa próxima revisão das Diretivas Directivas 2000/60/CE e 2008/105/CE no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água (CE, 2012)), e o benzotriazol.

Foram identificadas as substâncias que mais frequentemente contaminam solos em aeroportos e foi estabelecida uma lista ordenada destas em termos dos seus riscos. Destas, cerca de metade são consideradas como muito perigosas: 4 carcinogêneas, 12 provavelmente carcinogêneas, 2 desreguladoras endócrinas. Concluiu-se ainda que o risco inerente à contaminação por substâncias químicas em aeroportos deverá ser difícil de baixar abaixo de um limiar que andarรก próximo dos 30%.

REFERÊNCIAS

- CE (2012). Relatório da Comissão ao Parlamento Europeu e ao Conselho relativo aos resultados da revisão do anexo X da Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, respeitante às substâncias prioritárias no domínio da política da água. COM(2011) 875, (pp. 1–7). Bruxelas.
- INAG (2009). Estabelecimento de limiares nas águas subterrâneas (p. 261). Lisboa, Portugal: Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Instituto da Água, I. P.
- Nunes, L. M., Zhu, Y.-G., Stigter, T. Y., Monteiro, J. P., & Teixeira, M. R. (2011). Environmental impacts on soil and groundwater at airports: origin, contaminants of concern and environmental risks. *J. Env. Monit.*, **13**, 3026–3039.

CARACTERIZAÇÃO E MODELAÇÃO NUMÉRICA DO FLUXO DO AQUÍFERO DE OURÉM

João NASCIMENTO¹, Luís RIBEIRO²

CVRM-Centro de Geo-Sistemas, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, 1 jnascimento@ist.utl.pt, 2 luis.ribeiro@ist.utl.pt

RESUMO

Na gestão de um recurso natural como é o caso dos recursos hídricos, um sistema de suporte à decisão baseado num modelo, permite uma gestão mais responsável, racional e mais próxima das necessidades de todos os utilizadores. Por sua vez, os sistemas de suporte à decisão desenvolvidos para a gestão de recursos hídricos deverão permitir a determinação de cenários futuros de disponibilidade para os diversos fins, de forma a se formularem políticas sustentadas para a protecção deste recurso.

O aquífero de Ourém, apresenta indicadores de sobreexploração que se reflectem na diminuição sucessiva da disponibilidade dos recursos hídricos ao longo dos últimos anos, de onde resulta o rebaixamento sistemático da piezometria.

A caracterização geológica, hidráulica, de qualidade da água e dos utilizadores do aquífero de Ourém permitiu aprofundar o conhecimento acerca deste sistema, resultando na implementação de um modelo de fluxo.

Tendo por base o estudo aprofundado da geologia e as séries piezométricas históricas delimitou-se a área de recarga e a área do aquífero sujeita a confinamento. Para esta delimitação teve-se em consideração os membros propostos por Dinis (2001) dos quais dependem a granulometria das camadas.

Da compilação de ensaios de bombagem existentes e da execução de novos no âmbito deste trabalho resultaram 20 ensaios de bombagem nos quais 5 têm medições dos níveis em piezómetro. Da interpretação destes ensaios resultou uma mediana de transmissividade na ordem dos 161 m²/dia, sendo a média de 334 m²/d. Os valores do coeficiente de armazenamento situaram-se entre 9.05E-5 e 2.5E-4. A mediana destes valores situou-se nos 7.85E-5.

O estudo hidroquímico comprovou o cariz hipossalino das águas, enriquecendo estas com a aproximação aos limites do aquífero. Neste limite, nomeadamente em duas captações que atingiram os calcários do jurássico, a fácies aniónica passou de cloretada para bicarbonatada.

O desenvolvimento do modelo de fluxo no aquífero de Ourém permitiu quantificar as disponibilidades hídricas para captação. Verificou-se ainda que estas não variam na mesma proporção que os valores de recarga, o que demonstra a capacidade reguladora do aquífero. As simulações efectuadas permitiram conhecer o volume a captar nas áreas com artesianismo repuxante, para que o rebaixamento piezométrico resultante se reflecta na redução das perdas de água, sem que ponha em causa a qualidade da água.

De acordo com os métodos usados, estima-se uma taxa de recarga perto dos 14.5% da precipitação. Tendo em conta os valores de precipitação e a área de recarga do aquífero calculou-se uma recarga média entre 7.2 e 16.5 hm³/ano para o período de 2005 a 2009. De acordo com o modelo numérico desenvolvido, estes valores reflectem-se numa disponibilidade hídrica anual de 4.4 a 5.9 hm³, excluindo os volumes perdidos por artesianismo repuxante.

Palavras-chave: aquífero de Ourém, estado quantitativo, gestão de recursos hídricos, modelação, sistemas de suporte à decisão

INTRODUÇÃO

Em massas de água subterrânea, pela sua natureza invisível, a redução da disponibilidade hídrica é percebida essencialmente pela diminuição dos níveis piezométricos e diminuição das descargas em nascentes, ou, em alguns casos, redução das áreas húmidas nas zonas de descarga. Dada a natureza destas massas de água, poderão ter uma resiliência significativa em anos secos consecutivos. No entanto, dependente do meio geológico, para que se verifique uma recuperação dos níveis poderão ser necessários vários anos. Por essa razão, a gestão destas massas de água deverá ter em consideração o horizonte de longo prazo.

De forma a minimizar a incerteza associada a estes factores, é imperativo haver uma gestão efectiva dos recursos hídricos, sustentada em sistemas de suporte à decisão que incluam modelos que simulem o comportamento da massa ou massas de água em questão.

Um modelo, que corresponde a uma representação simplificada do mundo real, consiste num conjunto de equações simultâneas ou um conjunto lógico de operações incluídas num programa informático. Actualmente, com o conhecimento na área da modelação dos recursos hídricos, assim como com o desenvolvimento e difusão dos recursos informáticos, estes modelos ultrapassaram o meio académico e tornaram-se bastante acessíveis e de utilização obrigatória para todas as intervenientes na gestão da água.

O aquífero de Ourém, apresenta indicadores de sobreexploração que se reflectem na diminuição sucessiva da disponibilidade dos recursos hídricos ao longo dos últimos anos, de onde resulta o rebaixamento sistemático da piezometria.

Este aquífero corresponde a uma bacia sedimentar com uma área de 316 km², do Cretácico, localizada na

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Unidade Hidrogeológica da Orla Ocidental. Localiza-se na zona oeste de Portugal e ocupa parte de cinco concelhos, de onde se destaca o Concelho de Ourém, que compreende 82% da área do aquífero.

Este aquífero está fortemente ligado às actividades socioeconómicas da área onde se localiza, uma vez que é a fonte de água quase integral para todos os seus intervenientes. De facto, seja para consumo humano, industrial, pequenas explorações agrícolas, fontanários com tradição popular ou até para efeitos ornamentais tendo por base o seu artesianismo repuxante, a água deste aquífero é cada vez mais explorada, não só pela sua fácil disponibilidade, mas também devido às suas características físico-químicas, adequada a todos os tipos de usos. Refira-se o interesse recente de empresas ligadas ao engarrafamento de água em explorar este aquífero.

Se se adicionar uma exploração insustentável, a existência cada vez maior de captações tecnicamente inacabadas de onde resultam caudais repuxantes desde a sua construção (cada uma delas com capacidade para abastecer mais de 800 pessoas) a uma sequência de anos pouco pluviosos resulta um cenário de sobreexploração contínua do aquífero, visível na descida dos níveis piezométricos nos últimos anos.

Refira-se que o abastecimento público, quer pela sua natureza prioritária, quer pelo volume extraído, é o utilizador por excelência deste aquífero. Destes utilizadores destacam-se a *Veolia Água - Compagnie Générale des Eaux Portugal* que abastece a população do concelho de Ourém e a Câmara Municipal de Pombal.

Os volumes totais captados para abastecimento público decresceram de 3.3 hm³ no ano 2002 para 2.2 hm³ no ano 2008. Este valor manteve-se nos anos 2009 e 2010.

GEOLOGIA

O aquífero de Ourém é constituído pelos sedimentos da Formação da Figueira da Foz (também designada por “Grés belasianos” por Chofat (1900) ou “Conglomerados de Caranguejeira” na notícia explicativa da Folha 27 (Manupella et al., 2000)), que assentam em formações do Jurássico. Esta formação apresenta variações horizontais e em profundidade da litofácies, agrupadas na área do aquífero em cinco membros que determinam o funcionamento hidráulico do aquífero.

O estudo geológico efectuado considerou a sequência de fácies proposta em Dinis et al. (1994) e Dinis (2001) para a formação da Figueira da Foz. Esta sequência reflecte-se de forma mais evidente em estudos efectuados a uma escala regional. Localmente, esta sequência poderá não ser tão evidente. Este facto é visível nos perfis de sondagens interpretados, onde se verificam alterações horizontais de fácies abruptas, assim como a existência no Sul do aquífero, de uma camada de argilas bastante espessas na base da sequência. Não obstante estas variações locais, tanto os perfis de sondagem inventariados como a distribuição dos membros propostos por aquele autor foram fundamentais para a compreensão e concepção do modelo tridimensional do aquífero.

Para a delimitação da área de recarga, além das características geológicas, considerou-se o sentido de fluxo dado pelas medições do nível piezométrico, as variações da concentração dos elementos físico-químicos e a existência de captações com artesianismo repuxante. A presença destas últimas é um garante de condições de confinamento.

A caracterização geológica efectuada além de permitir conhecer o aquífero em profundidade, foi fundamental para delimitar a área de recarga (identificada na figura seguinte), localizada na área NW, coincidente com o afloramento de membros de granulometria mais grosseiros.

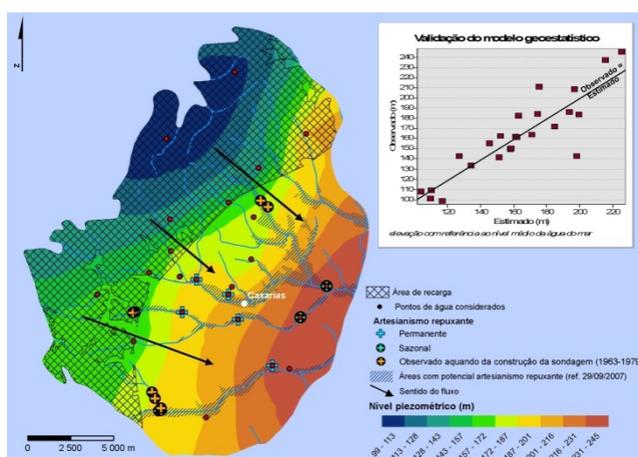
PIEZOMETRIA

Das várias campanhas realizadas, seleccionou-se para a análise da variabilidade espacial a campanha de 28 de Setembro de 2007 por ter a melhor representatividade espacial do aquífero.

Na figura apresentam-se os pontos considerados, o resultado da interpolação, a validação entre-cruzada, as direcções de fluxo preferenciais, a área de recarga e as áreas com potencial repuxante.

Como se verifica, há uma clara tendência de orientação NW-SE do sentido do fluxo. Indiciando que a zona de recarga situa-senas zonas Oeste e Noroeste do aquífero e a área preferencial de descarga, ao longo do aquífero no sentido das três principais saídas de água superficial do aquífero.

É também perceptível a influência das captações com artesianismo repuxante na dispersão dos valores de piezometria, mais concretamente a montante de Caxarias, onde se verifica um rebaixamento dos níveis.



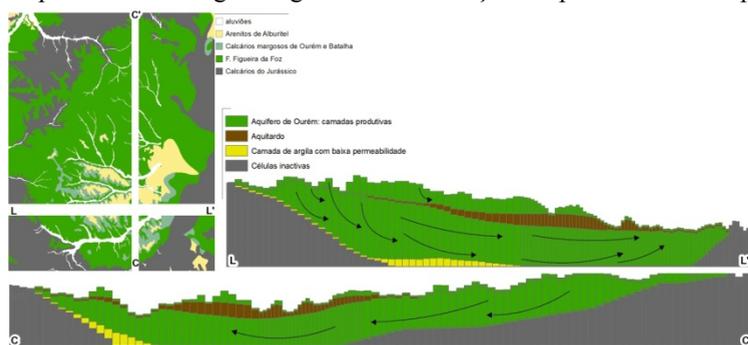
MODELO CONCEPTUAL

O modelo conceptual de funcionamento do aquífero pretende simplificar o processo de modelação. Esta simplificação, além de um cálculo mais rápido, permite controlar todo o processo de simulação e calibração sem se perder a noção dos fenómenos hidrogeológicos intrínsecos associados.

No caso do aquífero de Ourém, propõe-se para efeitos de modelação a seguinte estrutura: 1) do topo para a base, a primeira camada do modelo está associada aos membros aflorantes do aquífero, ou seja, o membro da Salgueira na área Oeste, associado à área de recarga, e os membros da Salgueira, Gondomaria e Caldelas na restante área a Este; 2) a segunda camada, mais permeável na zona de recarga e com características confinantes na restante área, destaca-se pela maior presença de argilas que constituem um aquífero na área Este. Este aquífero estará associado a uma presença significativa do membro de Caldelas e de camadas de fácies argilosa dos restantes membros da camada anterior; 3) a área confinada do aquífero de Ourém, representada na terceira camada do modelo, compreende essencialmente os membros da Salgueira, Gondomaria, Famalicão e Calvaria. A junção destes membros resultou da impossibilidade de distingui-los nos perfis de sondagens e de atribuir a cada um deles as características hidráulicas. Neste caso, o erro associado a uma quantificação empírica destas características individualmente por cada um dos membros, será sempre superior ao erro associado por se agruparem na mesma camada do modelo com características médias dadas pelos ensaios de caudal.

Adicionalmente considera-se uma quarta camada na base do aquífero, de características lutíticas, bem representada no Sul do aquífero.

Representa-se na figura seguinte a visualização em profundidade da proposta para o modelo conceptual.



Relativamente às condições de fronteira, apesar de se conhecer uma camada margosa entre o aquífero de Ourém e a formação dos Calcários margosos de Ourém e Batalha, poder-se-ão admitir transferências locais de água entre estas formações. No entanto, não é evidente uma influência no fluxo de água subterrânea e na fácies hidroquímica do aquífero. Saliente-se ainda que estas formações localizam-se essencialmente na área confinada do aquífero e nas

zonas altas onde não estão sujeitas a volumes de drenância com origem no aquífero. Por estas razões, e pela reduzida área aflorante, não deverão constituir uma fracção importante do balanço hídrico pelo que ignoraram-se os efeitos dos calcários margosos de Ourém e Batalha e dos arenitos de Alburitel na dinâmica do modelo numérico do aquífero.

Relativamente às formações jurássicas, não se identificaram fenómenos de transferência significativos entre estas e o aquífero.

SIMULAÇÃO DAS CONDIÇÕES ACTUAIS

Após calibração do modelo é possível uma estimacção mais real do balanço hídrico do aquífero, nomeadamente os volumes disponíveis para captação.

Na tabela seguinte sintetizam-se as componentes do balanço hídrico tendo em vista o estudo da sustentabilidade do sistema. As componentes “saídas para linhas de água”, “camadas sobrejacentes” e “captações com artesianismo repuxante” foram agrupadas devido à impossibilidade de quantificá-las separadamente com o conhecimento actual, além da equivalente relação com a variação piezométrica.

	Recarga	Saídas para camadas sobrejacentes, linhas de água e furos com artesianismo repuxante	Disponível para extracção	Extracções inventariadas	Balanço
2005	9.5	3.5	5.9	5.3	0.6
2006	16.5	11.8	4.6	5.2	-0.6
2007	7.2	1.8	5.4	5.2	0.2
2008	10.7	6.2	4.4	4.7	-0.2
2009	9.6	5.1	4.5	4.7	-0.2

Um dos aspectos que a tabela realça é a variação da recarga entre os anos simulados, que se reflecte directamente nas descargas naturais e artesianismo repuxante.

Esta variação reflecte a dispersão mensal de precipitação no ano de 2006, onde 50% da precipitação está concentrada em dois meses seguidos: Outubro e Novembro. Esta concentração potencia o escoamento superficial e sub-superficial, visível no escoamento da bacia hidrográfica que drena para a estação do Agroal (escoamento de 226 hm³ em 2006 e 69.6 hm³ em 2007), além de ter contribuído para a recuperação dos níveis no ano de 2007.

No ano de 2007, além da contribuição da precipitação ocorrida nos dois meses anteriores, a precipitação distribuiu-se de uma forma mais homogénea pelo ano, potenciando uma recarga mais eficaz e uma menor contribuição para as linhas de água.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Do balanço hídrico apresentado, interessa reter o valor de disponibilidade hídrica para captação que variou entre 4.7 e 5.3 hm³ por ano. Estes valores demonstram que o aquífero teve uma boa capacidade reguladora da disponibilidade hídrica mais ou menos independente da variação da precipitação. Saliente-se que este valor representa o volume disponível para captação e exclui a fracção da recarga destinada às captações com artesianismo repuxante.

Estes valores levantam uma questão interessante acerca da disponibilidade hídrica subterrânea para captação nas massas de água subterrânea. O mais habitual é assumir-se o valor da recarga ou 90% desta, desconhecendo-se no entanto quanto deste valor poderá ser captado.

Neste caso, removendo os volumes perdidos por artesianismo repuxante, o valor de disponibilidade nos anos analisados variou entre 28 e 75 % da recarga anual, o que realça a dificuldade e especificidade da gestão de sistemas aquíferos.

CONCLUSÕES

Pretendeu-se com este trabalho demonstrar a importância da aplicação de modelos na gestão dos recursos hídricos. Para o desenvolvimento do modelo numérico do aquífero de Ourém, em que os níveis piezométricos apresentam uma tendência de descida devido à existência de um elevado número de captações com artesianismo repuxante, foi necessário efectuar uma caracterização hidrogeológica aprofundada que incluiu diferentes etapas e idas ao campo.

Por essa razão, este caso de estudo contemplou duas fases importantes: caracterização e modelação.

Da fase de caracterização do aquífero realçam-se as seguintes conclusões:

- O aquífero de Ourém tem uma grande importância regional por constituir a principal fonte de água para todas as actividades socioeconómicas na área do aquífero;
- O aquífero, constituído por formações do Cretácico, apresenta uma espessura máxima na ordem dos 200 m;
- Os perfis de sondagens analisados explicam geologicamente a ocorrência de confinamento no aquífero, tendo-se delimitado as áreas com condições para ocorrer artesianismo repuxante;
- Da interpretação de 20 ensaios de caudal resultou um valor de mediana de condutividade hidráulica de 3 m/d, considerando as camadas não produtivas. Este valor sobe para cerca de 10 m/d se considerarmos o terceiro quartil;
- Uma campanha de amostragem mostrou que a fácies cloretada sódica é a dominante, estando associada às amostras menos mineralizadas;
- As medições do nível piezométrico mostraram que o sentido de fluxo tem sentido principal NW-SE, demonstrando que a área de recarga localiza-se nas áreas oeste e noroeste do aquífero, coincidente com o afloramento de um Membro da formação da Figueira da Foz de granulometria mais grosseira;
- A taxa de recarga média anual dever-se-á situar perto dos 14.5 % da precipitação;
- Existe uma clara tendência para a diminuição da precipitação nas últimas décadas, sobretudo nos meses principais de recarga.
- O desenvolvimento e aplicação do modelo numérico para uma simulação de seis anos em regime transitório, deu a conhecer a disponibilidade de água para captação, tendo em conta os volumes perdidos pelas captações com artesianismo repuxante. Desta fase, realçam-se as seguintes conclusões:
- No período de 2005 a 2009, inclusive, o aquífero apresentou um balanço negativo em três anos, nos quais se destaca o ano de 2006 com um valor de -0.6 hm³;
- Apesar da variação dos valores de recarga, o volume disponível para captação manteve-se constante em cerca de 5 hm³, excluindo os volumes perdidos pelas captações com artesianismo repuxante;
- Estes valores representaram entre 28 e 75 % do total de recarga, demonstrando que o valor de recarga de um aquífero está longe de representar as disponibilidades para captação;
- Existem medidas que podem ser seguidas para uma optimização dos recursos hídricos disponíveis do aquífero, de onde se destacam os cenários de aumento dos volumes captados nas áreas com artesianismo repuxante, de forma a minimizar as perdas de água por esta forma;
- Este estudo concluiu que a extracção de 0.9 hm³ nestas áreas permite o aumento das disponibilidades para captação sem comprometer a qualidade do aquífero.

Salienta-se que este artigo pretende resumir parte de uma tese de doutoramento (NASCIMENTO, J., 2012), não sendo por isso possível apresentar a caracterização do aquífero de uma forma exaustiva. Desta forma, em detrimento de uma caracterização hidrogeológica aprofundada, optou-se por focar este texto na elaboração do modelo numérico.

BIBLIOGRAFIA

- Chofat, P. (1900). Recueil de monographies stratigraphiques sur le système Crétacique du Portugal. 2ème étude: Le Crétacique au Nord du Tage. Lisboa: Mem. Sec. Trab. Geol.
- Dinis, J. L., Pena dos Reis, R., & Cunha, P. P. (1994). Controls on vertical changes of alluvial system character. The "grés belasianos" unit - Cretaceous of the Lusitanian Basin (Central Portugal). Cuadernos de Geología Ibérica, 18, 27-58.
- Dinis, J. L. (2001). Definição da Formação da Figueira da Foz - Aptino a Cenomaniano do sector central da margem oeste ibérica. Comun. ints. Geol. e Mineiro, 88, 127-160
- Manupella, G., Telles Antunes, M., Costa Almeida, C. A., Azerêdo, A. C., Barbosa, B., Cardoso, J. L., et al. (2000). Carta geológica de Portugal na escala 1:50 000, Folha 27-A (Vila Nova de Ourém). Notícia explicativa. Instituto Geológico e Mineiro.
- Nascimento, J. (2012): Desenvolvimento e aplicação de modelos de gestão de recursos hídricos em ambientes de sobreexploração, Tese de Doutoramento, Instituto Superior Técnico 364 pp.

RÁCIO DE FIBONACCI NA VARIAÇÃO TEMPORAL DE PIEZOMETRIA

Rui HUGMAN^{1,2}, Luis NUNES^{1,2}, Tibor STIGTER^{1,3}

1CTA, Universidade do Algarve, Faro, Portugal

2Geo-Systems Centre/CVRM, Universidade do Algarve, Faro, Portugal

3Geo-Systems Centre/CVRM, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal

RESUMO

A sequência de Fibonacci, que recebe o seu nome do matemático Italiano Leonardo de Pisa, conhecido como Leonardo Fibonacci (século XIII), é uma sequência de números naturais que se inicia com 0 e 1, e em que cada termo subsequente corresponde à soma dos dois precedentes. Esta série tem a peculiaridade de que a divisão de um dado termo n pelo termo $n+1$ converge para Φ (aproximadamente 1.618), valor conhecido, entre outros nomes, como o rácio de Fibonacci. Há bastante tempo que se percebe que padrões existentes na natureza, desde a distribuição de pétalas em flores ao formato de tempestades são caracterizáveis pelo rácio de Fibonacci (Conway e Guy, 1996; Stewart, 1998). Este rácio está na base nos métodos de Retrações e Projeções de Fibonacci, bastante aplicados na análise técnica de mercados financeiros para determinar níveis de suporte e resistência de preços (Bhattacharya, 2006; Lo *et al*, 2000). Estes métodos permitem estimar valores mínimos ou máximos de oscilações de preço que contrariam (Retrações) ou avançam (Projeções) a tendência do mercado. Assentam na ideia de que os valores extremos de uma dada oscilação numa série temporal irão ser proporcionais à oscilação anterior, e que esta proporção irá ser baseada no rácio de Fibonacci. Neste trabalho avalia-se a aplicabilidade deste método de análise técnica económica a variáveis hidrogeológicas. Em particular, aplicaram-se os métodos de Retrações e Projeções a séries temporais de piezometria de cinco sistemas aquíferos no Algarve. Foram analisadas as oscilações anuais para dois períodos caracterizados por uma tendência decrescente do nível piezométrico (1989-95 e 2002-05), e dois períodos com uma tendência ascendente do nível piezométrico (1987-89 e 2000-03). Estes períodos foram selecionados por representarem condições anteriores e posteriores ao abandono da água subterrânea como fonte principal de abastecimento público na região, de forma a permitir a comparação da aplicação do método sob condições naturais e condições de desenvolvimento dos aquíferos. Verificou-se que existe coincidência entre níveis de suporte/resistência calculados e os valores de potencial hidráulico máximo/mínimo registados. A aplicabilidade do método não aparenta ser afetada pela existência ou não de extração de água para abastecimento público, o que se pode dever à existência de muitos furos privados utilizados para a rega de culturas agrícolas. A utilização deste método de forma mais consistente poderá vir a permitir previsões dos níveis piezométricos para diferentes períodos de análise, incorporando a oscilação climática natural, usualmente de muito difícil previsão em regiões mediterrânicas. O método pode ser particularmente útil para estimação do valor futuro de variáveis hidrológicas em sistemas pouco conhecidos e/ou pouco estudados, mas esta capacidade depende ainda de um trabalho longo de validação do método.

Palavras-chave: análise técnica; Fibonacci; variação temporal; previsão; águas subterrâneas

BIBLIOGRAFIA

- Bhattacharya S (2006) A computational exploration of the efficacy of Fibonacci Sequences in Technical analysis and trading. *Annals of Economics and Finance* 1: 219–230
- Conway JH, Guy R (1996) *The Book of Numbers* Springer, p.310
- Lo AW, Mamaysky H, Wang J (2000) *Foundations of Technical Analysis: Computational Algorithms, Statistical Inference, and Empirical Implementation*
- Stewart I (1998) *Life's other secret: the new mathematics of the living world* John Wiley, New York

MODELAÇÃO DA DESCARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DOS AQUÍFEROS DE ALBUFEIRA-RIBEIRA DE QUARTEIRA E DE QUARTEIRA (ALGARVE, PORTUGAL)

Luis COSTA¹, Rui HUGMAN^{1,2}, José Paulo MONTEIRO^{1,2}

¹Centro de Tecnologia da Água (CTA), Universidade do Algarve, Faro, Portugal

²Geo-Systems Centre/CVRM, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal

RESUMO

Na presente comunicação apresentam-se e discutem-se estimativas de descarga submarina de águas subterrâneas nos sistemas aquíferos Albufeira-Ribeira de Quarteira (ARQ) e Quarteira (QRT) que, para além do mar, partilham igualmente como área de descarga natural o troço terminal da Ribeira de Quarteira, que desagua no oceano atlântico. Estas estimativas foram obtidas através da aplicação de um modelo de parâmetros distribuídos em elementos finitos, previamente calibrado utilizando metodologias de calibração inversa e de modelação de recarga. Pretende-se contribuir para uma melhor compreensão das descargas de águas subterrâneas (DAS) ocorrentes a partir dos casos de estudo e do contributo das mesmas para as DAS em meio marinho e eventuais efeitos na interface água doce/água salgada; e a variação dos caudais de base da Ribeira de Quarteira. Realiza-se também uma análise aos efeitos que advêm do eventual funcionamento ou não de captações públicas no caso de estudo e como essa exploração de águas poderá afectar a proporção das descargas de águas subterrâneas para o mar ou para a ribeira. Este trabalho foi efectuado simultaneamente com a aplicação de outras metodologias experimentais, por uma equipa multidisciplinar no âmbito do projecto FREEZE (PTDC/MAR/102030/2008). Através deste projeto pretende avaliar-se o impacto das descargas de água doce, subterrânea, em meio marinho. Pretende-se efectuar uma abordagem holística a esta temática, quer na sua área de actuação, seguindo os fluxos subterrâneos desde terra até à plataforma marinha, quer pelo seu carácter multidisciplinar, procurando diferentes visões de geólogos estruturais, geólogos marinhos, hidrogeólogos, geoquímicos, oceanógrafos e biólogos, para que a investigação se desenvolva num contexto interdisciplinar.

Palavras-chave: Descarga de água doce subterrânea (DAS), Modelação numérica, simulação de balanços hídricos, Gestão de recursos hídricos, relações rio-aquífero.

INTRODUÇÃO

Existem no Algarve 17 sistemas aquíferos com importância à escala regional, nos quais as rochas carbonatadas (sobretudo jurássicas e miocénicas) constituem o suporte litológico mais importante, quer pela sua extensão geográfica, quer pelo volume de água armazenado. Dentro destes sistemas, verificam-se casos de conexão hidráulica com o oceano e ecossistemas dulçaquícolas, sendo que o estudo da descarga entre os aquíferos e esses sistemas hidrológicos naturais associados tem vindo a constituir um tema de crescente actualidade. Tal sucede no presente caso de estudo, os sistemas aquíferos ARQ e QRT. No Algarve, a linha de costa coincide aproximadamente com a área de descarga regional dos aquíferos. É igualmente junto à costa que se verificam os maiores volumes de extracção, sendo que, nas últimas 4 décadas, o aumento da procura de água no Algarve foi em grande parte sustentado por recursos hídricos subterrâneos. Esta evolução obedeceu a dois períodos distintos, um primeiro período no qual o abastecimento urbano era sustentado predominantemente por captações subterrâneas e um segundo período, após 2000, no qual o uso de captações para uso público diminuiu, para dar lugar ao sistema multimunicipal de abastecimento de água predominantemente sustentado por águas captadas em barragens.

Com a presente comunicação pretende contribuir-se para o conhecimento das descargas de água subterrânea no caso de estudo, os sistemas aquíferos ARQ e QRT, localizados no Algarve central, tendo em conta a influência da variação da condutividade hidráulica e do coeficiente de armazenamento, em diferentes cenários possíveis de extracções nas captações existentes para abastecimento público. Para estes dois sistemas aquíferos apresentam-se e discutem-se estimativas de DAS que, para além deste tipo de descarga, partilham igualmente como área de descarga natural o troço terminal da Ribeira de Quarteira, que desagua no oceano atlântico. Estas estimativas foram obtidas através da aplicação de um modelo de parâmetros distribuídos em elementos finitos, previamente calibrado utilizando metodologias de calibração inversa e de modelação de recarga (Monteiro *et al.*, 2007). Pretende-se assim contribuir para uma melhor compreensão das descargas de águas subterrâneas ocorrentes a partir dos casos de estudo e do contributo das mesmas para as DAS em meio marinho e a variação dos caudais de base da Ribeira de Quarteira. Esta análise é efectuada tendo em conta os efeitos que advêm do eventual funcionamento ou não de captações públicas implantadas na área de estudo e da forma como as mesmas afectam a proporção das descargas de águas subterrâneas para o mar e para a ribeira.

METODOLOGIA DE QUANTIFICAÇÃO DE RECARGA

Vários trabalhos têm sido desenvolvidos na última década que incidem sobre o desenvolvimento do modelo de elementos finitos e escoamento subterrâneo do ARQ-QRT, sucintamente descritos por Monteiro *et al.* (2002; 2003; 2007) e Costa, (2006). O modelo apresentado em Monteiro *et al.* (2007) consistiu no ponto de partida do trabalho realizado na presente comunicação. Este modelo considera condições de fronteira de descarga aplicadas à ribeira de Quarteira e para o mar. A distribuição de transmissividade foi calibrada com o algoritmo PEST (Doherty, 2002), sendo a mesma validada recorrendo a dados de séries históricas de piezometria. Os valores de recarga aplicados por Monteiro *et al.* (2007) foram estimados de acordo com um modelo do balanço hídrico diário sequencial que usa como dados de entrada a precipitação diária e uma referência diária de evapotranspiração, procedendo à quantificação dos processos de infiltração, evapotranspiração efectiva e infiltração profunda no solo. Este método encontra-se explicado em detalhe por Oliveira (2004).

No presente trabalho, de acordo com o estado actual do conhecimento sobre os sistemas aquíferos em estudo, redefiniram-se as condições de fronteira usadas para simular as relações rio-aquífero com a ribeira, considerando apenas o troço no qual a mesma é efluente, ao invés de todo o troço da ribeira, como acontecia nos trabalhos anteriores. Foi igualmente efectuado um refinamento da rede de fluxo na área da ribeira, uma vez que, neste caso, existe especial relevância na quantificação de transferências para este curso de água. Quanto à recarga do modelo, foi estimada tendo por base um modelo de distribuição de precipitação média (de 1959/60 a 1990/9) com resolução de 1 km², desenvolvido por Nicolau (2002). Através desta distribuição de precipitação, estimou-se a recarga. De acordo com os valores obtidos em Monteiro *et al.* 2007 e as posteriores simulações efectuadas durante o presente trabalho, considera-se um valor de recarga anual média de 40,14% da precipitação, com base na distribuição espacial da recarga anual apresenta na Figura 1.

Com base no actual método, a precipitação anual estimada no modelo foi de 585 mm, o equivalente a uma recarga anual na área modelada em $3,35 \times 10^7$ m³/ano.

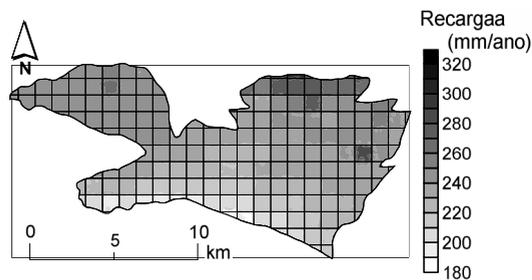


Figura 1 - Rede Ortogonal com resolução de 1 km² (Nicolau, 2002) e distribuição espacial da recarga ARQ-QRT.

MODELO CONCEPTUAL DE ESCOAMENTO E SIMULAÇÃO DE DESCARGAS DISTRIBUÍDAS

Foram considerados dois cenários de simulação do modelo de forma a avaliar efeitos inerentes ao funcionamento das captações, Cenário A – com extracções de abastecimento público em funcionamento; e Cenário B – sem extracções de abastecimento público. As simulações apresentadas correspondem a um cenário hipotético de utilização da capacidade instalada de bombagem nas principais captações instaladas no sistema, considerando 26 captações no sistema aquífero ARQ e 15 captações no sistema aquífero de QRT, cujos regimes de extracção são documentados no trabalho de Monteiro *et al.* (2003).

A simulação dos dois cenários em regime permanente permitiu estudar as proporções de descarga da água subterrânea para o mar e para a ribeira. Neste âmbito verificou-se que no cenário B, sem extracção, a descarga para o Rio é quase o dobro do que sucede no cenário A, com extracção (Quadro 1). Ainda, a percentagem de descarga para a ribeira (relativamente à descarga total) é superior no cenário B (16%), que no cenário A (12%). Assim, não só ocorre menor descarga para a ribeira quando existe extracção, como também, a proporção de descarga mar *versus* ribeira é menos favorável para a ribeira no cenário A.

Quadro 1 - Análise da descarga dos escoamentos e do balanço dos resultados do modelo para ambos os cenários.

	Cenário B - Sem extracção			Cenário A - Com extracção		
	Mar	Rio	Total	Mar	Rio	Total
m ³ /ano	-2.60E+07	-5.04E+06	-3.10E+07	-2.01E+07	-2.67E+06	-2.28E+07
% Descarga total	84%	16%		88%	12%	

Além da análise já referida, verificou-se ainda que parte da descarga do modelo coincide com o que se verifica

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

na realidade, sendo os pontos com maiores caudais de descarga coincidentes com a zona dos Olhos de Água, as extracções (no caso apenas do cenário A) e a ribeira (Figura 2).

Analisando a Figura 2 verificam-se fenómenos de redução de descarga e rebaixamento próximo da ribeira devido às captações a Este de Olhos d'Água. O rebaixamento causado por estas captações é suficiente para reduzir o nível piezométrico a níveis inferiores à cota do leito da ribeira. Este é um factor que contribui para a redução da proporção de descarga para a ribeira no cenário A, face ao cenário B. As simulações em regime permanente sugerem que as captações urbanas terão maior efeito na descarga dos sistemas aquíferos ARQ e QRT para a ribeira, sendo a descarga para o mar afectada em menor grau.

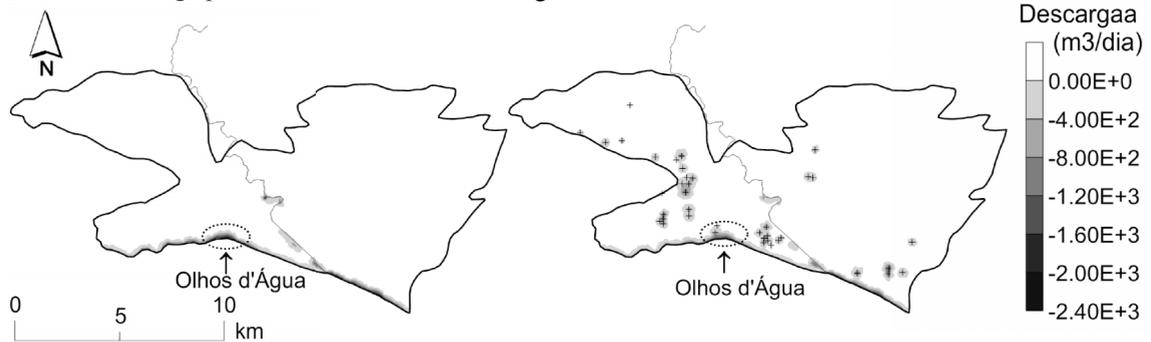


Figura 2 - Descarga de água subterrânea do caso de estudo – Esquerda: Cenário B (sem extracções); Direita: Cenário A (com extracções). As cruzes identificam as captações de água para abastecimento público.

Após a análise em regime permanente procedeu-se a uma análise em regime transitório para o período de 1 ano, com a finalidade de estudar o efeito das diferentes gamas de coeficiente de armazenamento (S), (com e sem extracções) nas descargas para a ribeira de Quarteira. Neste âmbito, procedeu-se a uma simplificação dos dados de recarga, considerando que os episódios de recarga ocorrem na 2ª metade de cada mês. A representação da descarga para as duas zonas foi então comparada para os diferentes cenários, obtendo-se os resultados apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 - Análise da descarga dos escoamentos e do balanço dos resultados do modelo para ambos os regimes

S	Sem Extracção (m ³ /ano)			Com Extracção (m ³ /ano)		
	Descarga Mar	Descarga Rio	Descarga Total	Descarga Mar	Descarga Rio	Descarga Total
0.04	-2.5948E+07	-5.0822E+06	-3.1030E+07	-2.0046E+07	-2.7425E+06	-2.2788E+07
0.03	-2.5938E+07	-5.0910E+06	-3.1029E+07	-2.0025E+07	-2.7695E+06	-2.2795E+07
0.02	-2.5919E+07	-5.1077E+06	-3.1027E+07	-2.0360E+07	-3.0223E+06	-2.3382E+07
0.01	-2.5871E+07	-5.1598E+06	-3.1031E+07	-1.9830E+07	-2.9742E+06	-2.2804E+07
0.001	-2.4948E+07	-6.1051E+06	-3.1053E+07	-1.8433E+07	-4.3881E+06	-2.2821E+07
Permanente	-2.5972E+07	-5.0431E+06	-3.1027E+07	-2.0080E+07	-2.6726E+06	-2.2753E+07

Analisando a os dados de descarga do sistema ao longo do período modelado, verifica-se que esta tem a tendência de acompanhar os episódios de recarga (Lado Esq) e que os cenários com extracção representam uma diminuição significativa na descarga do sistema. Esta foi uma tendência identificada em todas gamas de S.

A análise da variação de descarga ao longo do tempo é, em rigor, uma análise pseudo transitória, uma vez que a mesma se baseia num sinal de entrada de precipitação ao longo do tempo que corresponde às séries plurianuais mensais apresentada por Nicolau (2002) e a uma normalização da recarga transitória equivalente à precipitação anual média utilizada nas simulações permanentes (precipitação média de 1959/60 a 1990/90) com resolução de 1 km².

Os resultados obtidos são interessantes no sentido de se observar que a utilização da capacidade instalada de exploração de águas subterrâneas para abastecimento público não induzem efeitos de inversão de gradientes com o mar, ou seja, serem compatíveis com a ausência de riscos de intrusão salina. Por outro lado, o presente estudo permitiu identificar uma tendência importante no que respeita à evolução da percentagem da descarga total para a ribeira consoante o valor do coeficiente de armazenamento (S). Como já foi referido anteriormente, a percentagem da descarga para a ribeira é menor com extracções do que sem extracções. Para além disso, verifica-se também que o aumento do coeficiente de armazenamento resulta na diminuição da percentagem da descarga para a ribeira (Lado Dir).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No trabalho desenvolvido para a presente comunicação pretendeu-se dar um contributo à compreensão das

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

descargas de água subterrânea nos sistemas aquíferos ARQ e QRT, tendo em conta particularmente os efeitos que as captações e diferentes gamas de coeficiente de armazenamento poderão ter no sistema.

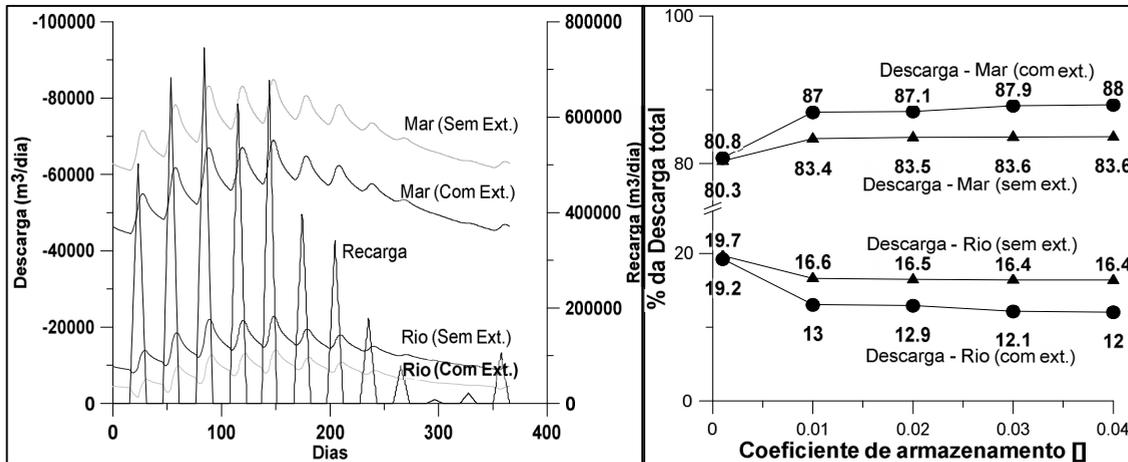


Figura 3 - Lado Esq: Variação da descarga para o mar e ribeira, com e sem extracção, para um S de 0,04 e variação da Recarga. Lado Dir: Tendência da percentagem de descarga para as duas zonas consoante a gama S e em função da descarga total.

Os dados obtidos e a análise realizada permitem afirmar que o contributo deste sistema para a ribeira de Quarteira é significativamente afectado pelo funcionamento de captações para abastecimento público. No entanto, a descarga do sistema para o mar não sofre interferência significativas por parte do funcionamento das mesmas captações, pois, tal como se verificou pelos resultados (e confirmado por registos históricos com o que sucede na realidade), na zona de Olhos de Água ocorre descarga de uma elevada quantidade de água doce do aquífero, (fenómeno este que origina afluências de água doce em meio marinho) mesmo com as extracções das captações de água para abastecimento público em funcionamento.

As diferentes gamas do coeficiente de armazenamento (S), aparentam apresentar uma relação-tendência com a proporção de descarga que ocorre para a ribeira de Quarteira, verificando-se uma diminuição na percentagem da descarga total para a ribeira consoante o aumento deste parâmetro. Este é um factor que poderá ser importante para a estimativa dos caudais de base da Ribeira de Quarteira, como também para a calibração do modelo de escoamento subterrâneo ARQ e QRT. Com a presente comunicação revela-se ainda a importância para estudos mais aprofundados à sensibilidade que o sistema ribeira de Quarteira poderá ter, tendo em conta a sua dependência dos sistemas aquíferos ARQ e QRT, e para o estudo do mesmo assunto consoante diferentes cenários climáticos futuros e diferentes cenários de extracção do aquífero, como forma a contribuir para uma gestão integrada da água no sistema sem incidências significativas na ribeira de Quarteira, tendo em conta a sustentabilidade ecológica deste curso de água que é um ecossistema dependente das águas subterrâneas dos sistemas aquíferos em curso.

BIBLIOGRAFIA

- Costa, J.P. (2006) Calibração Inversa de um Modelo de Escoamento Subterrâneo, com Aplicação aos Sistemas Aquíferos de Albufeira-Ribeira de Quarteira e Quarteira. Lisboa., 2006. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos. Instituto Superior Técnico 119pp
- Doherty, J. (2002) PEST - Model-Independent Parameter Estimation; 4th Edition. Watermark Numerical Computing, Australia, 279pp.
- Monteiro, J.P.; Santos, J.; Martins, R.R. (2002) Avaliação dos Impactes Associados a Alterações no Regime de Exploração de Sistemas Aquíferos do Algarve Central Usando Modelos Numéricos. Universidade de Sevilha. In actas do III Congresso Ibérico sobre Gestão e Planificação da Água [Evaluation of the Impacts Associated to Changes in Exploration Regime of Aquifers in the Central Algarve Using Numerical Models]. Resumo pp717-724 e documento electrónico em CD-Rom 10pp.
- Monteiro, J.P.; Martins, R.R.; Nunes, P.; Diogo, A. (2003) Evolução do Uso de Águas Subterrâneas nas Redes Urbanas de Abastecimento Público Entre Albufeira e Quarteira (Algarve Central). in Ribeiro L. & Peixinho de Cristo F. (eds.) As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica. Assoc. Intern. Hidrog. APRH publ., pp83-93.
- Monteiro, J.P.; Oliveira, M.M.; Costa, J. P. (2007) Impact of the Replacement of Groundwater by Dam Waters in the Albufeira-Ribeira de Quarteira and Quarteira Coastal Aquifers. XXXV AIH Congress. Groundwater and Ecosystems. Lisbon. Portugal. pp 489-490, doc. Elect. in CD Rom. 10pp
- Oliveira M.M. (2004) Recarga de águas subterrâneas: Métodos de avaliação. Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia), Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, 440 pp.
- Nicolau, R. (2002) Modelação e mapeamento da distribuição espacial de precipitação -Uma aplicação a Portugal continental. Dissertação apresentada para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente pela Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia.

QUANTIFICAÇÃO E MODELAÇÃO DAS RELAÇÕES RIO-AQUÍFERO NO SISTEMA AQUÍFERO DE SINES

UMA CONTRIBUIÇÃO PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO DA LAGOA DE SANTO ANDRÉ

Núria SALVADOR^{1,2}, Tibor STIGTER^{1,3}, José Paulo MONTEIRO^{1,2}, Rui HUGMAN^{1,2}, Duarte DUARTE^{1,4}

1ICTA, Universidade do Algarve, Faro, Portugal

2Geo-Systems Centre/CVRM, Universidade do Algarve, Faro, Portugal

3Geo-Systems Centre/CVRM, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal

4CIMA, Universidade do Algarve, Faro, Portugal

RESUMO

Actualmente já se encontra desenvolvido um modelo numérico de simulação do fluxo subterrâneo para o aquífero superior do sistema aquífero de Sines, que no entanto necessita de uma maior quantidade de dados de monitorização para a sua validação e calibração. Apresentam-se aqui alguns resultados de um estudo em curso sobre as interacções rio-aquífero na área, que inclui a monitorização *in situ*, e a posterior quantificação dos volumes envolvidos nas interacções entre o aquífero superior de Sines e as ribeiras que desaguam na Lagoa de Santo André. Estas estimativas permitem determinar a componente continental que contribui para o balanço hídrico da lagoa e demonstrar o grau de dependência das ribeiras e da lagoa nas águas subterrâneas. Posteriormente permitirão ainda calibrar o modelo de escoamento subterrâneo do aquífero superior e validar os volumes simulados pelo modelo para as ribeiras, o que pode ser uma ferramenta valiosa para a gestão dos recursos hídricos em diferentes cenários de alterações do regime hidrológico, e para perceber até que ponto estes ecossistemas dependentes de águas subterrâneas poderão ser afectados.

Palavras-chave: Lagoas costeiras, ecossistemas dependentes de águas subterrâneas, interacções rio-aquífero, modelação, recursos hídricos

DESENVOLVIMENTO

De um modo geral, os recursos hídricos subterrâneos e superficiais têm sido abordados de forma relativamente independente, tanto numa perspectiva de gestão como numa perspectiva de investigação (Winter *et al.*, 1998). Considerar estes sistemas como um único recurso e compreender as interacções entre águas subterrâneas e superficiais, tem-se tornado uma necessidade cada vez mais evidente (Winter *et al.*, 1998; Sophocleous, 2002, Ransley *et al.*, 2007). A degradação do funcionamento dos ecossistemas e conseqüente perda dos serviços prestados têm conduzido a uma crescente preocupação relacionada com a necessidade de uma gestão eficaz e sustentável dos recursos hídricos, tanto para consumo humano como para os ecossistemas que deles dependem. Actualmente, as directrizes presentes na Directiva Quadro da Água (DQA), exigem aos Estados Membros a implementação de instrumentos para uma gestão dos recursos hídricos que evite a contínua degradação e que proteja e melhore o estado dos ecossistemas aquáticos e dos ecossistemas terrestres que deles dependem directamente, no que respeita às suas necessidades de água. Desta forma, torna-se necessário compreender as interacções, por vezes complexas, que ocorrem entre sistemas subterrâneos e superficiais. A caracterização destas interacções permite não só melhorar a avaliação das disponibilidades e riscos de exploração dos sistemas aquíferos como suporte ao abastecimento público, agricultura e ecossistemas dependentes, como também permite melhorar a avaliação do potencial de contaminação das águas subterrâneas por águas de superfície poluídas, ou vice-versa.

O sistema aquífero de Sines, com cerca de 250 km², é considerado como sendo um sistema multicamada constituído por um aquífero poroso livre a confinado que se sobrepõe a um aquífero cársico artesiano (Almeida *et al.*, 2000). De acordo com Chambel e Monteiro (2007) estes dois sistemas encontram-se em grande parte da sua extensão isolados por depósitos argilosos e margosos não apresentando qualquer ligação hidráulica. Chambel e Monteiro (2007), Monteiro *et al.* (2008) e Monteiro *et al.* (2010) sintetizaram um modelo conceptual de funcionamento hidráulico para este sistema aquífero a partir do qual propuseram dois modelos numéricos de simulação de fluxo e transporte, um para o sistema aquífero detrítico superficial e outro para o aquífero

carbonatado profundo. O modelo proposto para o aquífero superior permite analisar as relações que ocorrem com a rede hidrográfica, demonstrando que os volumes de transferências de água, assim como a localização e a dimensão de troços influentes ou efluentes, se encontram dependentes das propriedades hidráulicas do aquífero superior, variando ao longo do tempo e do espaço. Uma análise de sensibilidade à transmissividade permitiu identificar valores mínimos na ordem dos 500 m²/dia, para os quais a simulação se torna mais semelhante ao comportamento efluente das ribeiras com lagoas associadas observado na realidade. Demonstrando desta forma a importância do aquífero superior para o balanço hídrico das lagoas associadas, permitindo classificá-las como ecossistemas dependentes de águas subterrâneas (EDAS), na medida em que estas e os ecossistemas dependentes e associados, dependem parcialmente das transferências de água que ocorrem entre o aquífero superior e as ribeiras afluentes às lagoas, efluentes nos seus sectores terminais. Apesar do modelo permitir apresentar estimativas dos caudais de transferências entre as ribeiras e o sistema aquífero superior, o caudal de base das ribeiras não se encontra validado e calibrado, uma vez que a rede de monitorização da quantidade das águas superficiais tem sido insuficiente não permitindo obter dados reais com os quais os dados simulados possam ser comparados.

A Figura 1 apresenta uma simulação do modelo onde se pode observar as direcções de fluxo no sistema aquífero superior em direcção às ribeiras com lagoas associadas. A Lagoa de Santo André é uma lagoa costeira de tipo mediterrânico, um dos tipos de zonas húmidas mais vulneráveis (CEZH/RNLSAS, 2004), sendo alvo de vários estatutos de conservação e protecção (ver Figura 1), é considerada um habitat com importância internacional referenciado com o código 1150 na Directiva Habitat.

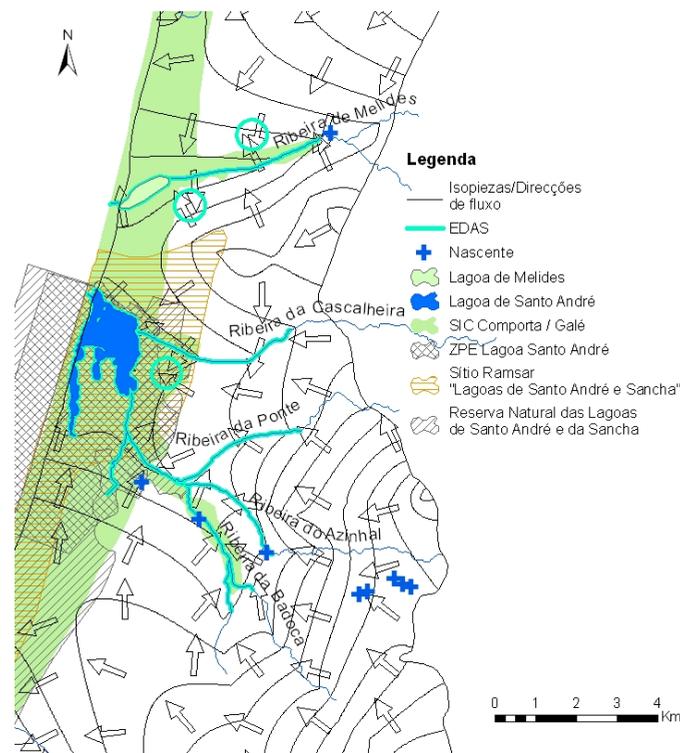


Figura 1- Representação de uma simulação do modelo numérico do aquífero superior de Sines, onde se apresenta as direcções de fluxo em direcção às ribeiras junto com a identificação dos potenciais EDAS.

IDENTIFICAÇÃO DOS ESTATUTOS DE PROTECÇÃO DA LAGOA SE SANTO ANDRÉ

Para além de ser fortemente afectada pelas aflúncias sazonais de água doce, que em certos períodos do ano e em alguns sectores da lagoa determinam o nível das águas e a sua salinidade, é também fortemente influenciada pela abertura artificial ao mar que ocorre nos finais do Inverno, como forma de gestão que promove a renovação das águas da lagoa e a exportação de matéria orgânica e nutrientes transportados pelas águas doces, reduzindo os riscos de eutrofização, ao mesmo tempo que permite a entrada de fauna marinha (CEZH/RNLSAS, 2004; PORNLSAS, 2005). Ocasionalmente o cordão dunar que isola a lagoa do mar é também aberto de forma

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

natural. Esta interação sazonal entre as afluições de águas continentais e marinhas determina os níveis e taxas de salinidade desta massa de água, determinando desta forma as características ecológicas locais. De salientar que Monteiro *et al.* (2008) consideram que a componente continental que contribui para o balanço hídrico das lagoas é predominantemente controlada pela dinâmica entre o aquífero superior e a rede hidrográfica, uma vez que as lagoas se encontram alojadas em depósitos holocénicos, constituídos por várias unidades estratigráficas, de sedimentos detríticos e matéria orgânica, que atingem uma espessura máxima na ordem dos 40 m (Freitas *et al.*, 2002), e que dada a baixa condutividade hidráulica destes depósitos, de elevada componente de sedimentos finos, a conexão hidráulica entre a lagoa e o aquífero superior encontra-se limitada. Desta forma, o regime de exploração do sistema aquífero superior poderá afectar largamente os ecossistemas associados a esta lagoa, podendo a conservação destes EDAS passar pelo controlo dos volumes de extracção que permita a manutenção dos níveis no aquífero, especialmente em zonas ecologicamente sensíveis.

Nos actuais Planos de Gestão da Região Hidrográfica do Sado e Mira (RH6) para a Lagoa de Santo André, identificada como um sistema lagunar do Tipo A3 – Lagoa mesotidal semi-fechada, não foram definidas condições de referência (hidromorfológicas, físico-químicas e biológicas) para a avaliação da qualidade, por falta de dados de monitorização suficientes, não tendo por isso sido feita a classificação do estado da lagoa, encontrando-se esta em estado indeterminado. De referir ainda que, no PGBH da RH6 os volumes de transferências das massas de água subterrânea para as massas de água superficial e para os ecossistemas identificados como associados/dependentes não foram quantificados, devido às lacunas existentes nos dados disponíveis. Tendo sido considerado o valor médio de descargas para os EDAS como sendo 20% da recarga anual a longo prazo, correspondendo este valor a cerca de 10,28 hm³ no caso do sistema aquífero de Sines.

O presente estudo apresenta, estimativas dos volumes envolvidos nas interações rio-aquífero, entre o sistema aquífero superior de Sines e as ribeiras que desaguam na Lagoa de Santo André, que permitem determinar a componente continental que contribui para o balanço hídrico da lagoa. O estudo foi desenvolvido no âmbito do Projecto GroundScene - modelação de cenários de exploração em aquíferos de zonas costeiras: efeitos na biodiversidade de lagoas e respectivas ribeiras como ecossistemas dependentes de água subterrânea (Ref. PTDC/AAC-AMB/104639/2008).

Foram instaladas sondas de nível, no final de 2011, perto das desembocaduras de quatro tributários da Lagoa de Santo André, as duas ribeiras principais e duas ribeiras mais pequenas que parecem manter caudal durante todo o ano. As sondas permitem o registo contínuo de alturas hidrométricas, no entanto é necessário converter estas alturas em caudais, sendo necessário estabelecer uma relação entre estes dois parâmetros, a chamada curva de vazão. Para tal é necessário realizar numerosas medições dos perfis verticais da velocidade de fluxo ao longo das secções transversais do leito das ribeiras nos locais onde foram instaladas as sondas automáticas, obtidas com recurso a um GPS Diferencial (DGPS) de alta resolução. Quanto maior o número de pares de medições de velocidades de fluxo e alturas hidrométricas maior a precisão da curva de vazão, e consequentemente mais correctas as estimativas dos caudais afluentes à lagoa que contribuem efectivamente para o seu balanço hídrico. Infelizmente, o ano de 2012 foi um ano atipicamente seco o que condicionou a obtenção destes dados, sendo necessário continuar a realizar medições durante o presente inverno. Posteriormente, recorrendo à separação de hidrogramas será possível decompor o caudal das ribeiras em escoamento directo, produzido na bacia hidrográfica a montante do local onde é medido, e que resulta da água de precipitação que não se infiltra à superfície do solo nem fica retida (por exemplo nas copas das árvores, em edifícios, em barragens, etc.), e em escoamento de base, que resulta da água que se infiltra no solo, escoando subterraneamente e acaba por no seu percurso aflorar à superfície, constituindo por isso a descarga das águas subterrâneas para a bacia hidrográfica. As estimativas do escoamento de base fornecem uma indicação do grau de dependência das ribeiras em ligação hidráulica com o aquífero, e consequentemente da Lagoa de Santo André, nas águas subterrâneas. Estas estimativas permitirão posteriormente calibrar o modelo de escoamento subterrâneo do sistema aquífero superior e validar os volumes simulados pelo modelo para as ribeiras, o que pode ser uma ferramenta valiosa para a gestão dos recursos hídricos em diferentes cenários de alterações do regime hidrológico, e perceber até que ponto estes EDAS poderão ser afectados.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, C.; Mendonça, J.J.L.; Jesus, M.R.; Gomes, A.J. (2000) Sistemas Aquífero de Portugal Continental. Relatório INAG. Lisboa (Portugal).

Atlas do Ambiente: Map of distribution of real evapotranspiration in Portugal: <http://sniamb.apambiente.pt/webatlas/>, 1974.

CEZH / RNLAS (2004) Reserva Natural das Lagoas de St.º André e Sancha, uma contribuição para o plano de

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

gestão. Instituto da Conservação da Natureza / Centro de Zonas Húmidas.

- Chambel A. e Monteiro J.P. (2007) Sistema Aquífero de Sines – Estudo Hidrogeológico do Sistema Aquífero e Definição dos Perímetros de Protecção das Captações de Água Subterrânea das Águas de Santo André SA, com recurso a Modelação Matemática. Universidade de Évora/Universidade do Algarve. Relatório Técnico. 89pp.
- Lobo Ferreira, J.P.C., Moinante, M.J., Oliveira, M.M., Leitão, T.E., Novo, M.E., Moreira, P., Henriques, M.J. (1999) Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. 1ª Fase. Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Área Abrangida pelo Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. Anexo Temático 4 - Recursos Hídricos Subterrâneos". Estudo realizado para a Hidroprojecto, Engenharia e Gestão, S.A., 258 pp.
- Monteiro, J.P., Chambel, A. & Martins, J. (2008) Conceptual and Numerical Flow Model of the Sines Aquifer System (Alentejo, South Portugal). International Groundwater Symposium. International Association of Hydraulic Engineering and Research (IAHR). Istanbul-Turkey. p.38 (abstract) and doc. elect. CD-Rom 9pp.
- Monteiro, J.P., Chambel, A., Nunes, L.M., Duque, J., Martins, R., Silva, D. & Coelho, R. (2010). Avaliação Técnica dos Níveis de Contaminação Existentes e Acções Correctivas a Implementar (Contaminação de Águas Subterrâneas por Hidrocarbonetos no Sistema Aquífero de Sines). Volume 1. Enquadramento Geral – Modelo Hidrogeológico Local e Regional, Suporte Documental. Relatório Técnico. International Centre for Coastal Ecohydrology/Universidade do Algarve/Universidade de Évora.
- Nicolau, R.: Modelação e Mapeamento da Distribuição Espacial da Precipitação - Uma Aplicação a Portugal Continental. PhD, Univ. Nova de Lisboa, Lisbon, 356pp, 2002.
- PORNLSAS (2005). Plano de Ordenamento da Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha.
- Ransley, T., Tottenham, R., Sundaram, B. and Brodie, R. (2007) Development of method to map potential stream-aquifer connectivity: a case study in the Border Rivers Catchment, Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia.
- Sophocleous, M. (2002) Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. Hydrogeology Journal, 10, pp. 52–67.
- Winter, T.C. (1995) Recent Advances in Understanding the Interaction of Groundwater and Surface Water. Review of Geophysics, 33 (Suppl), pp. 985-994.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M. (1998) Ground Water and Surface Water A Single Resource. Denver, Colorado (USA), US Geological Survey Circular 1139.

ESTUDO DA INTERACÇÃO ÁGUA SUBTERRÂNEA/ÁGUA SUPERFICIAL NOS SISTEMAS ASSOCIADOS À LAGOA DE ALBUFEIRA, EM PERÍODO DE BARRA ABERTA.

Ana Sofia Pereira Marques Duarte, Paula Galego Fernandes, Maria do Rosário Carvalho

Centro de Geologia, Departamento Geologia, FCUL, Lisboa

RESUMO

A Lagoa de Albufeira é uma lagoa costeira com barra de maré, de composição arenosa, que em determinadas alturas do ano separa a lagoa do mar (Freitas, 1995). A margem sul da lagoa tem vindo, ao longo dos tempos, a ser ocupada por habitações, inicialmente de construção clandestina, actualmente licenciadas. O abastecimento público de água e o saneamento só foram construídos recentemente, pelo que é bastante frequente a existência de pontos de captação de águas subterrâneas nas suas propriedades.

O estudo teve como principal objectivo identificar as relações entre as águas subterrâneas e superficiais com a lagoa de Albufeira e as variações de fluxo e composição química das diferentes componentes do sistema hidrológico associado à lagoa.

A área em estudo é abrangida pela Carta Geológica de Portugal 38-B-Setúbal, na escala 1:50000, editada pelos Serviços Geológicos de Portugal. Esta, a análise da notícia explicativa editada em 1999 e o estudo de campo realizado no local permitem evidenciar a existência de formações que datam dos períodos Cretácico (grés e argilas), Paleogénico (conglomerados, arenitos e margas), Miocénico (calcários margosos e margas) e Quaternário (areias de dunas), (Manuppela *et al.*, 1999).

A ligação da lagoa ao mar está dependente da presença/ausência da uma barra de maré, que é removida periodicamente por meios mecânicos (Freitas, 1995).

O estudo constou da inventariação de captações de água em poços, furos, ribeiras e na própria lagoa, recolha de amostras para análise físico-química e medição pontual de níveis piezométricos em poços. Observou-se a existência de forte contaminação antrópica nas águas subterrâneas da margem sul da lagoa, revelada pela presença de nitratos e sulfatos, provavelmente associada à presença de antigas fossas sépticas ou actividade agrícola.

Algumas águas captadas são impróprias para consumo humano por não obedecerem aos valores paramétricos estipulados pelo Decreto de Lei 206/2007, nomeadamente em relação aos parâmetros nitratos e pH.

A medição de níveis piezométricos em poços permitiu identificar o fluxo de água subterrânea nos aquíferos do lado sul da lagoa, com sentido para NE em direcção à lagoa.

A composição da água da lagoa está fortemente dependente da ligação com o mar. Ao redor do espelho de água são facilmente identificáveis as entradas de água superficial, as quais resultam na diluição da composição da água da lagoa.

A análise dos parâmetros químicos e de fluxo permitem inferir que os fluxos de água doce, subterrânea e superficial, contribuem para as variações da composição da água da lagoa e que o transporte de contaminantes é feito, essencialmente, através da água subterrânea que drena o aquífero presente junto à margem sul da lagoa, sendo o gradiente de drenagem de 1,2%.

Palavras-chave: Lagoa de Albufeira, águas superficiais, águas subterrâneas, contaminação.

DESENVOLVIMENTO

A Lagoa de Albufeira situa-se em Portugal Continental, na orla ocidental da Península de Setúbal, na parte Sul do arco litoral Caparica Espichel. Enquadra-se na freguesia de Sesimbra-Castelo, a 20 Km da capital, Lisboa (Figura 1).

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

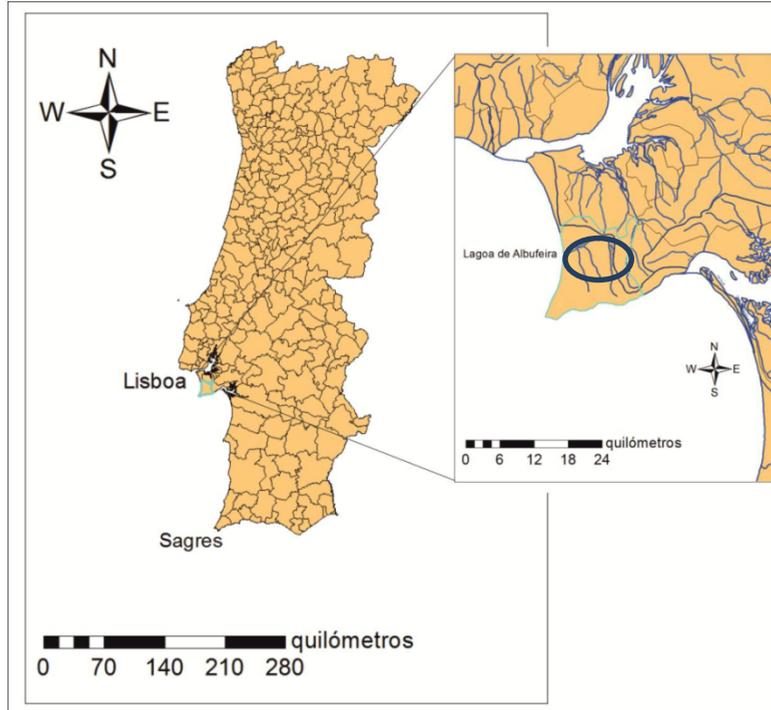


Figura 1 - Localização geográfica da área em estudo (adaptado de Duarte, 2012).

O estudo da interacção água superficial/água subterrânea do sistema hidrológico associado à lagoa de Albufeira e contribuição para a avaliação ambiental foi realizado após inventariação de pontos de água e selecção de locais de amostragem. Foram recolhidas amostras de águas em poços, furos, ribeiras e na lagoa (Figura 2). Uma vez que a norte da lagoa não existem poços nem furos, a amostragem destes incidiu na parte sul da lagoa, junto às habitações. Foi igualmente efectuada a recolha de amostras no interior da lagoa, em pontos de confluência de linhas de água superficial com esta, de modo a estudar a interacção de todo o sistema associado à lagoa. Foram realizadas análises químicas dos elementos maiores. A medição de níveis piezométricos em poços foi necessária para o estudo do fluxo de água subterrânea e variação do nível hidrostático.

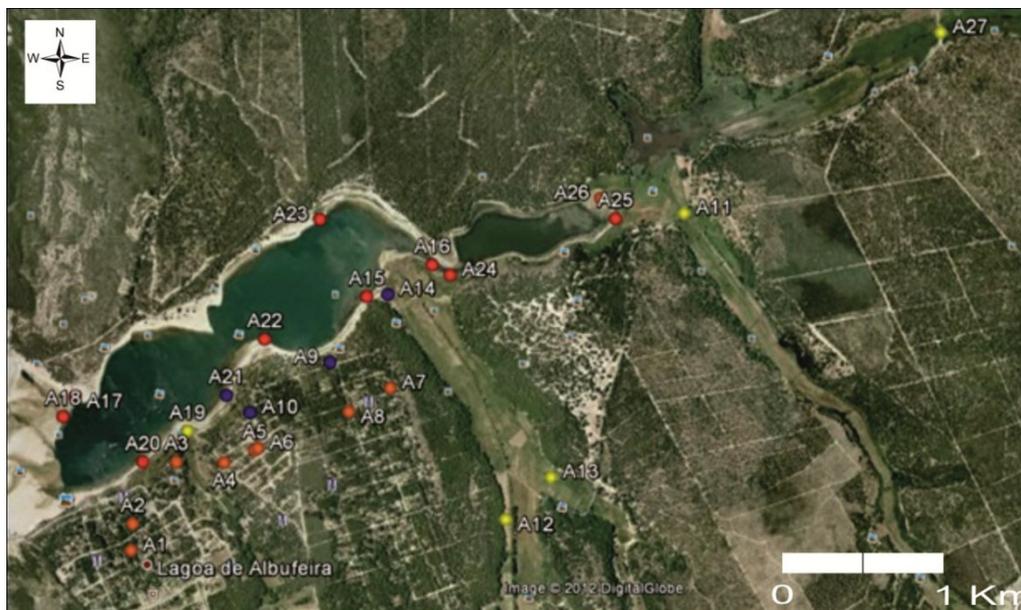


Figura 2 - Localização das amostras das águas em estudo em condições de barra aberta. Com a cor azul estão representados os poços, a laranja os furos, a vermelho as amostras da lagoa e a amarelo as ribeiras (adaptado de Duarte, 2012).

Os trabalhos de campo, permitiram a inventariação de 27 pontos de amostragem: 12 de captações de água

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

subterrânea (8 furos e 4 poços), 5 correspondentes a ribeiras e 8 na lagoa, em condições de barra aberta (C1). Dos 27 pontos de amostragem 23 foram objecto de análises físico-químicas e 12 delas. Em condições de barra aberta foram também medidos os níveis piezométricos de 8 poços.

Foram realizados diagramas de Stiff, para condições de barra aberta (C1), nos quais se verificou que as águas recolhidas nos furos apresentam fácies hidrogeoquímicas cloretadas: 3 águas são cloretadas sódico-cálcicas, 1 cloretada cálcica (Falb2), 1 cloretada calco-magnésica (Falb6), 1 cloretada sódica (Falb8) e 1 cloretada-bicarbonatada calco-magnésica (Falb3). O furo Falb7 tem fácies bicarbonatada sódica. A fácies das águas recolhidas nos poços varia entre sulfatada-cloretada sódica (Palb10), bicarbonatada sódico-cálcica (Palb14) e sulfatada calco-sódica (Palb21), (Figura 3).

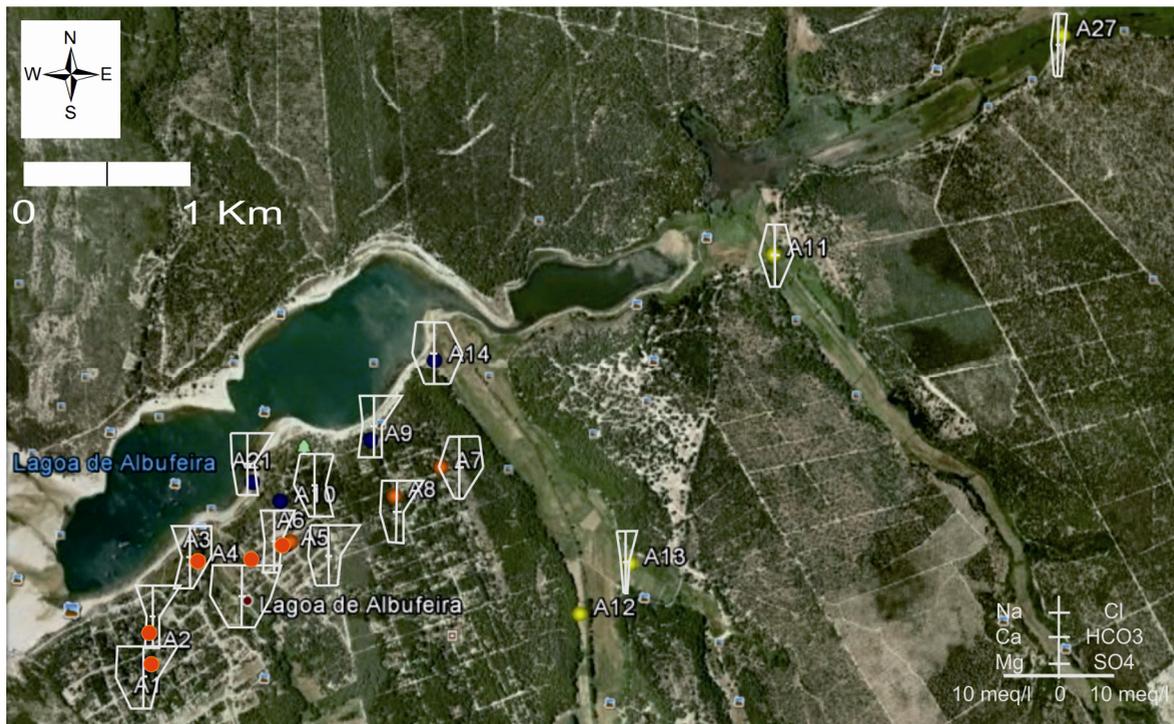


Figura 3 - Diagramas de Stiff para as águas amostradas nos poços, furos e ribeiras em condições de barra aberta (adaptado de Duarte, 2012).

Nas ribeiras, as fácies hidrogeoquímicas representadas são: bicarbonatada sódica (Ralb11), cloretada cálcica (Ralb13) e cloretada-bicarbonatada sódica (Ralb27). Todas as amostras de águas analisadas na lagoa têm fácies cloretada-cálcica.

Em período de barra aberta (C1), verifica-se que as águas da lagoa têm uma composição semelhante à da água do mar, como seria de esperar, todavia, os pontos de amostragem Lalb24 e Lalb26, localizados junto de locais de confluência de ribeiras, correspondem a águas de mistura entre água doce e água do mar.

A mineralização nas ribeiras é menor e percebe-se um aumento de mineralização dos furos em relação aos poços, sendo o furo Falb4 o mais mineralizado e por sua vez, também o mais contaminado por nitratos de origem antrópica.

As medições dos níveis hidrostáticos realizadas nos poços e a construção de linhas equipotenciais na margem sul da lagoa, permite verificar que, o fluxo de água subterrânea ocorre, no sentido NE, em direcção à lagoa. As medições efectuadas em Palb21 e Palb10, em período de barra fechada houve um rebaixamento do nível hidrostático de 3 metros.

A análise dos parâmetros químicos e de fluxo permitem inferir que os fluxos de água doce, subterrânea e superficial, contribuem para as variações da composição da água da lagoa e que o transporte de contaminantes é feito, essencialmente, através da água subterrânea que drena o aquífero presente junto à margem sul da lagoa, sendo o gradiente de drenagem de 1,2% (Figura 4).

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa



Figura 4 - Distribuição espacial dos níveis piezométricos dos poços em condições de barra aberta (C1). As linhas correspondem às piezolinhas dos 7 m e dos 10m (adaptado de Duarte, 2012).

BIBLIOGRAFIA

- Duarte, A.S.P.M.; Galego Fernandes, P.A.; Carvalho, M.R. (2012) - Estudo da interação água subterrânea/água superficial nos sistemas associados à Lagoa de Albufeira.
- Freitas, M.C.P. (1995) – A Laguna de Albufeira (Península de Setúbal) – Sedimentologia, Morfologia e Morfodinâmica. Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para a Obtenção do grau de Doutor em Geologia, na especialidade de Geologia do Ambiente. Lisboa.
- Manuppela, G; Antunes, M.T.; Pais, J.; Ramalho, M; Rey, J. (1999) - Carta Geológica de Portugal na Escala 1/50 000 e Notícia Explicativa da Folha 38-B Setúbal. Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação. Lisboa.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

SELAGEM DE FUROS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEA. A EXPERIÊNCIA NA AGRICULTURA

António M. D. OLIVEIRA

Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, DSRRN / Divisão do Regadio e da Qualidade da Água, Tel.: 218442425, aoliveira@dgadr.pt

RESUMO

Ao longo dos anos, muitas captações de águas subterrâneas em redor de casas, quintas, áreas industriais e urbanas tem sido abandonadas, sem que se tenham tomado as devidas precauções para que sejam entulhados e selados da maneira apropriada, constituindo deste modo, um perigo latente para crianças, animais e para o próprio recurso.

O desastre é óbvio para qualquer pessoa que no campo se tenha deparado com um poço ou furo abandonado e sem qualquer cobertura, ou sequer uma indicação da sua existência. Acidentes ocorreram no passado e continuam a ocorrer envolvendo pessoas e animais.

Uma captação abandonada é uma “conduta” directa da superfície para o subsolo, muitas vezes para um aquífero e na maioria dos casos sem qualquer oportunidade de filtragem natural do solo ou de outros materiais geológicos. Uma tal situação coloca outras captações em risco, particularmente as que lhe estão próximo, tantas vezes do mesmo proprietário.

Cada captação constitui um caso particular contudo, é possível agrupá-las de forma consistente num conjunto de tipologias e, conseqüentemente, definir os tipos de operações e de materiais a empregar, com vista à selagem de cada um dos tipos de captações.

Com a presente comunicação, pretende-se alertar para o problema que constitui uma captação abandonada e apresentar de forma simples, alguns dos procedimentos, materiais e métodos básicos a que devem atender as operações de selagem de captações de águas subterrâneas.

Ainda que a selagem custe tempo e dinheiro, uma captação abandonada constitui um perigo que não pode nem deve ser ignorado.



ASSOCIAÇÃO
PORTUGUESA DOS
RECURSOS HÍDRICOS



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013

Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

PALESTRAS

AGUAS SUBTERRÂNEAS E ENGENHARIA: UMA PERSPECTIVA GLOBAL

José Martins CARVALHO

Instituto Superior de Engenharia do Porto, TARH-Terra, Ambiente e Recursos Hídricos, Lda, jmc@tarh.pt

RESUMO

As águas subterrâneas, para além de desempenharem importante papel nos usos consumptivos quer urbanos quer rurais, são determinantes na gestão do solo e do subsolo. A resolução dos problemas de engenharia passa obrigatoriamente pela elaboração de modelos conceptuais hidrogeológicos para apoiar as práticas de prospecção e de construção das obras. A complexidade das intervenções geotécnicas incluindo desafios de gestão muito díspares ao nível do solo e do espaço subterrâneo obriga a abordagens multidisciplinares científico-tecnológicas para as quais, no seu conjunto, foi proposta a designação de geoengenharia.

Palavras-chave: Águas subterrâneas, geologia de engenharia, engenharia geotécnica, geoengenharia

AGUAS SUBTERRÂNEAS E ENGENHARIA

O aparecimento das primeiras grandes concentrações humanas – junto aos grandes rios ou das grandes descargas naturais de água subterrânea – ditou o início de uma visão antropocêntrica da evolução e da apropriação dos recursos do Planeta. Foi com o surgimento da revolução industrial que pela primeira vez na história da Terra os processos geológicos foram afectados de forma maciça pela actividade antrópica.

O recurso geológico água tem um papel determinante nos processos geológicos, na vida, na actividade humana, na gestão do solo e subsolo e na prática da engenharia geotécnica e da geoengenharia (Driscoll 1986, Fetter 2001, Bock 2006).

Praticamente todas as actividades humanas colidem com o ciclo da água e mais concretamente com as águas subterrâneas (Figura 1).

A água subterrânea interfere nos processos construtivos das obras e nos respectivos impactes e está presente na maioria das questões ligadas aos riscos geológicos naturais e induzidos. Por isso, os problemas de águas subterrâneas em obras de engenharia podem resumir-se numa forma simples: água a mais ou água a menos em trabalhos superficiais ou em trabalhos profundos (Letourneur e Michel, 1971).

Nos trabalhos de engenharia superficiais incluem-se a exploração de águas subterrâneas, os trabalhos de fundação, as vias de comunicação, as condutas enterradas, as pontes, a reconfiguração de linhas de água, os canais, as barragens e os açúdes e as obras marítimas e fluviais. Nos trabalhos subterrâneos incluem-se os poços, os túneis, as galerias, e as grandes cavidades e armazenamentos subterrâneos.

Os riscos induzidos (ou riscos geotécnicos *lato sensu*) incluem a sobreexploração de águas subterrâneas, o avanço da cunha salina nas zonas litorais, a rotura de barragens, a subsidência, a expansividade, o colapso e a liquefacção de solos, a erosão acelerada e os acidentes de poluição. Estão incluídos, também, fenómenos bem actuais como o da subida dos níveis de água nas grandes metrópoles por diminuição das extracções de água subterrânea e/ou devido a infiltração de águas residuais.

Aos problemas sucessivamente colocados às Ciências da Terra no âmbito dos recursos hídricos subterrâneos foram surgindo especializações como a geologia aplicada (Desio 1949, Letourneur e Michel 1971), a hidrogeologia aplicada (Fetter 2001), a geologia de engenharia (Krynine e Judd 1957, González de Vallejo *et al.*, 2002) e a hidrogeologia ambiental (Soliman *et al.* 1998, Younger 2007).

Do ponto de vista da engenharia a aproximação fez-se pela mecânica dos solos (Terzaghi 1936, Terzaghi *et al.*, 1996, Matos Fernandes 2008), pela mecânica das rochas (Muller 1963, 1976, Rocha, 1964 e 1976, Hoek, 1994), e pela geotecnia ambiental (Dinis da Gama, 2000). Hoje é difícil estabelecer diferenças significativas entre a engenharia geológica e a engenharia geotécnica (González de Vallejo *et al.*, 2002).

O padrão básico das intervenções nestas áreas é o da engenharia geotécnica e da geologia de engenharia ao serviço das soluções geotécnicas para a mitigação de riscos (derivados de processos geológicos) e de impactes ambientais e para a execução de projectos e obras de engenharia (González de Vallejo *et al.* 2002).

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

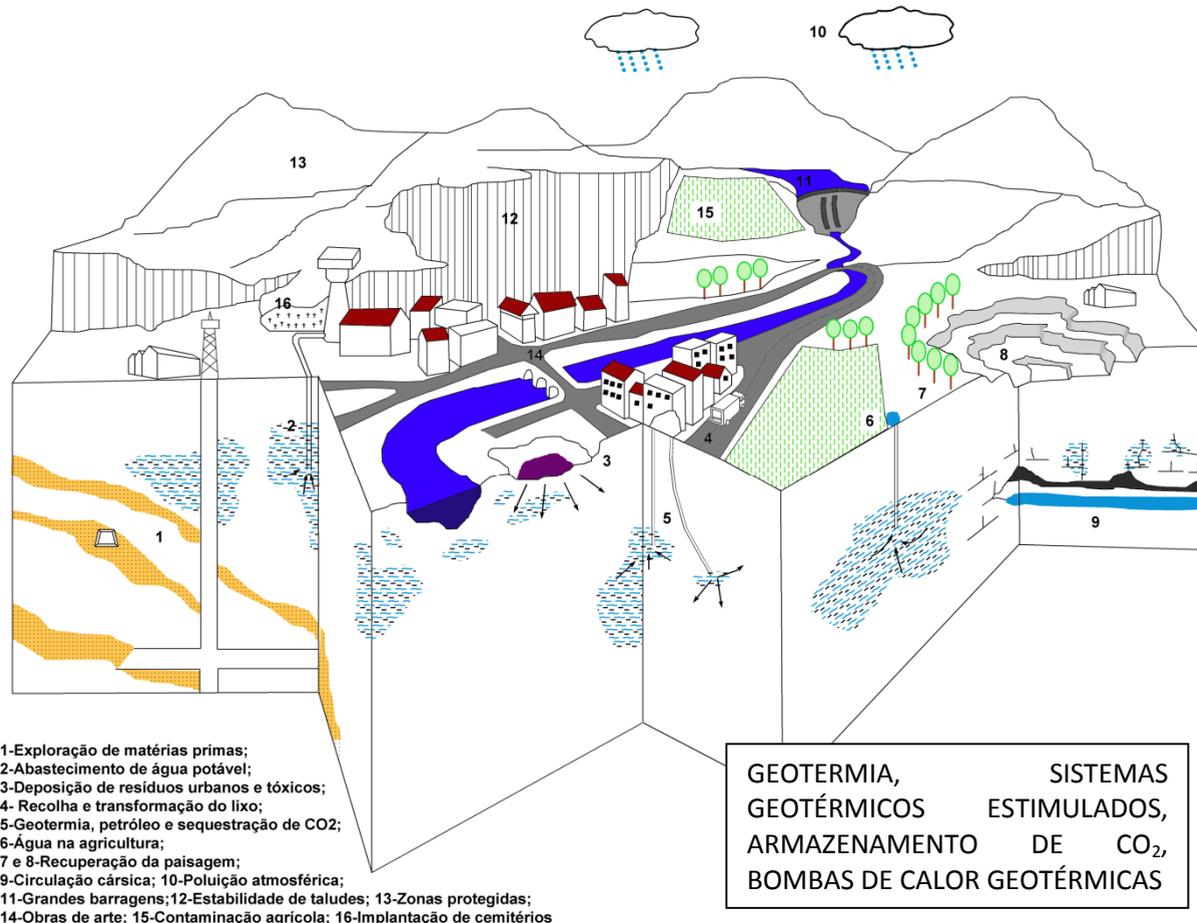


Figura 1 - A água e as actividades humanas.

A água subterrânea pode ser um problema temporário, durante a fase de construção das obras de engenharia, ou a longo prazo, se as estruturas interagirem com os regimes de escoamento (de percolação na linguagem do geotécnico). Deficiente prospecção ou monitorização podem conduzir a atrasos, sobrecustos e problemas operacionais e de manutenção durante a vida útil da obra.

Uma visão pluridisciplinar que leve à identificação dos principais problemas pode ajudar a controlar os riscos técnico-económicos sempre envolvidos em obras de engenharia. Por isso a elaboração de modelos de funcionamento dos sistemas hidrogeológicos (modelos conceptuais hidrogeológicos), assume-se como importante, e fundamental, apoio à prospecção geotécnica e à gestão do sub-solo. Por outro lado, os resultados da prospecção servem para refinar e quantificar muitos dos parâmetros que depois são usados em eventual modelação matemática.

Para o hidrogeólogo a água subterrânea é o recurso que alimenta as nascentes, as linhas de água e as zonas húmidas e está disponível para extracção e utilização nas mais variadas actividades humanas. Em contraste, para o engenheiro geotécnico a água subterrânea é sistematicamente um problema potencial que requer uma solução.

Na generalidade, projectos com fundações na zona saturada têm mais problemas construtivos ou de exploração que os fundados na zona vadosa ou em formações geológicas de muito baixa permeabilidade.

A engenharia geotécnica e a geologia de engenharia relacionam os problemas de engenharia civil, de magnitude cada vez maior e mobilizando cada vez mais meios, com os recursos e os processos geológicos, designadamente os recursos hídricos.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

A consciência ambiental acrescida da Sociedade veio gerar novas preocupações a nível do projecto e execução das obras. Por isso os projectos são, dia a dia, cada vez mais interdisciplinares e complexos mobilizando equipas vastas que, com diferentes olhares sobre a água e o seu papel na obra e na envolvente, têm de encontrar soluções técnico-económicas, consensuais e ambientalmente sustentadas.

O exemplo da prospecção na Baixa Pombalina enquadra-se na problemática das águas subterrâneas na gestão do solo e subsolo em zonas urbanas (Lerner 1986, 1990, 1997, 2002, Foster *et al.*, 1994, Grischek *et al.*, 1996, Howard, 2002) e situa-se numa área onde ocorrem solos sedimentares e aterros.

Os engenheiros adoptam métodos para mitigar os efeitos das águas subterrâneas na construção, ou mesmo na fase de exploração. Nalguns casos é possível conceber dispositivos em que sistemas de rebaixamento permanente sirvam, também, para a produção de água para usos consumptivos. Um caso deste tipo corresponde ao exemplo aqui referido do Centro Logístico de Distribuição (CLOD) do Huambo, no Maciço Central Angolano em construção em solos residuais lateríticos de alteração de solos graníticos.

O problema da conceptualização geológica e hidrogeológica em grandes escavações subterrâneas é enfatizado no exemplo do circuito hidráulico do Alvito, no centro de Portugal em formações cristalofílicas (metassedimentos do Câmbrio e da base do Ordovício).

A complexidade dos problemas geotécnicos incluindo desafios de gestão muito díspares ao nível do solo e do espaço subterrâneo obriga a abordagens multidisciplinares científico-tecnológicas (Figura 2) para as quais, no seu conjunto, foi proposta a designação de geoengenharia (CERF, 1994, Oliveira 2001, Manoliu e Radulescu, 2008, Bock, 2006).

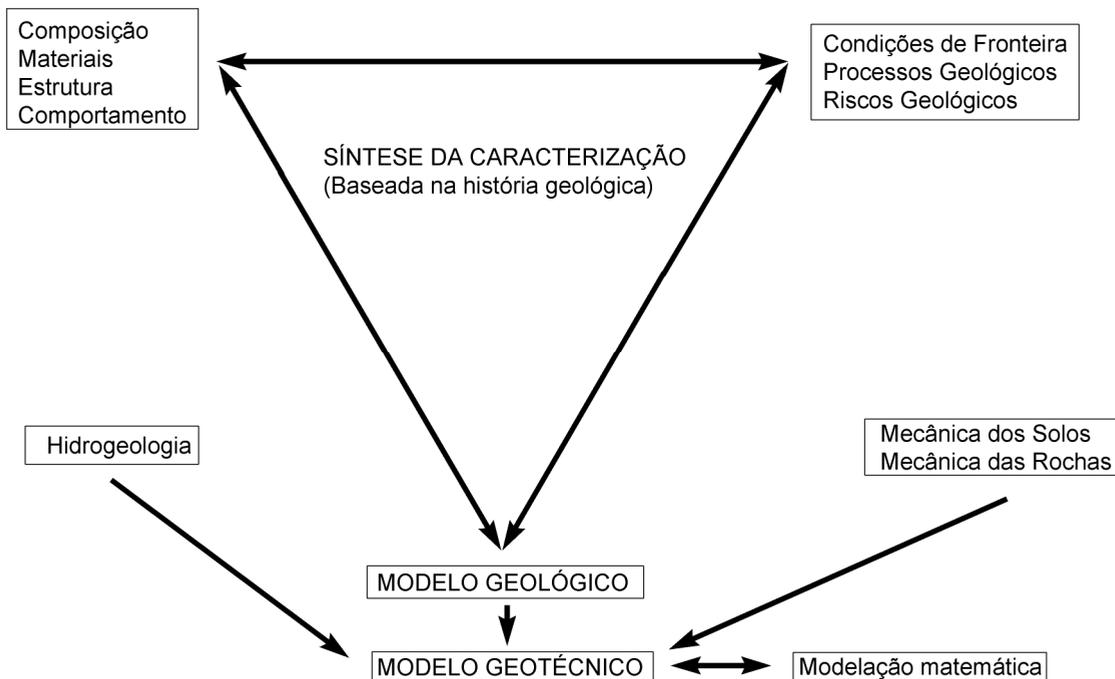


Figura 2 - O triângulo da geologia de engenharia, modelo geotécnico e geoengenharia. (adaptado de Bock 2006)

Os praticantes da geoengenharia, porque gerem os recursos geológicos e o património construído por vezes nos limites da sustentabilidade ambiental, são obrigados a pautar as respectivas intervenções por elevados padrões éticos e morais (Suarez e Regueiro, 1997, Brandl, 2004).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bock, H. (2006). Common ground in engineering geology, soil mechanics and rock mechanics: past, present and future. *Bull Eng Geol Env* (2006). 65: 209–216. DOI 10.1007/s10064-005-0020-3
- Brandl, H., (2004). The Civil and Geotechnical engineer in society: ethical and philosophical thoughts; challenges and recommendations. Deep Foundations Institute, 24 pp.
- CERF [Civil Engineering Research Foundation] (1994). Geo-engineering: a vision for the 21st Century. CERF Report #94-5020, Washington, 40 pp.
- Desio, A. (1949). *Geologia Applicata all'Ingegneria*. Editore Ulrico Hoepli. 851 pp.
- Dinis da Gama, C. (2000). Geotecnia ambiental: perspectivas e aplicações. *Geotecnia, Revista da Sociedade Portuguesa de Geotecnia*, Lisboa, 90: 9-47.
- Driscoll F.G. (1986). *Groundwater and Wells*. Johnson Division. 1089 pp.
- Fetter, C.W. (2001). *Applied Hydrogeology*. 4th Edition. Prentice Hall, New Jersey, 598 pp.
- Foster, S.S.D., Morris, B.L., and Lawrence, A.R., (1994). Effects of urbanization on groundwater recharge, in Wilkinson, W.B., ed., *Groundwater problems in urban areas*: London, Thomas Telford, pp. 43-63.
- González de Vallejo, L.I., Ferrer, M., Ortuño, L. & Oteo, C. (2002). *Ingeniería geológica*. Prentice Hall, Madrid, 715 pp.
- Grischek, T., Nestler, W., Piechniczek, K., and Fischer, T., (1996). Urban groundwater in Dresden, Germany: *Hydrogeology Journal*, 4: 48-63.
- Hoek, E., (1994). Strength of rocks and rock masses. *ISRM New Journal* 2 (2), pp. 4-16.
- Howard, K.W.F. (2002). Urban groundwater issues-An introduction, in Howard, K.W.F., and Israfi lov, R.G., eds., *Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres*: NATO Science Series, IV-Earth and Environmental Sciences, 8: 1-15.
- Krynine, D.P. & Judd, W.R. (1957). *Principles of Engineering Geology and Geotechnics*. McGraw-Hill. 730 pp.
- Lerner, D.N. (1986). Leaking pipes recharge ground water: *Ground Water*, 24: 654-662.
- Lerner, D.N. (1990). Groundwater recharge in urban areas: *Atmospheric Environment*, 24B: 29-33.
- Lerner, D.N. (1997). Too much or too little: Recharge in urban areas, in Chilton, J., et al., eds., *Groundwater in the urban environment: Problems, processes and management*: Rotterdam, Netherlands, Balkema, pp. 41-47.
- Lerner, D.N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: A review: *Hydrogeology Journal*, 10: 143-152, doi: 10.1007/s10040-001-0177-1.
- Lerner, D.N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal*, 10(1): 143-152.
- Letourneur, J. & Michel, R. (1971). *Géologie du Génie Civil*. Librairie Armand Colin. 728 pp.
- Manoliu, I. & Radulescu, N. (eds) (2008). *Education and training in geo-engineering sciences: soil mechanics, geotechnical engineering, engineering geology and rock mechanics*. CRC Press, Taylor & Francis Group, London. 514 pp.
- Matos Fernandes, M. (2008). *Mecânica dos solos. Conceitos e princípios fundamentais*. Vol I. FEUP. 451 pp.
- Muller, L. (1963). *Der Felsbau*, vol 1. Enke, Stuttgart, 624 pp.
- Muller-Salzburg, L. (1976). Geology and engineering geology. Reflections on the occasion of the 25th anniversary of the death of Hans Cloos. *Bull IAEG* 9:75–78.
- Oliveira, R., (2001). Teaching environmental subjects in engineering geological education. In: Marinou, Koukis, Tsiambos & Stournaras (Eds.), *Engineering Geology and the Environment*. 4: 3649-3654.
- Rocha, M., (1964) Some problems on failure of rock masses. *Rock Mech and Eng Geology Supplement*.
- Soliman, M.M., LaMoreaux, P.E., Memon, B.A., Assaad, F.A. & LaMoreaux, J. W. (1998) *Environmental Hydrogeology*. Lewis Publishers. 386 pp.
- Suarez, L. & Regueiro, M. (1997). *Guia ciudadana de los riesgos geológicos*. The American Institute of Professional Geologists. Ilustre Colegio Oficial de Geólogos. 196 pp.
- Terzaghi, K. (1936). The shearing resistance of saturated soils. *Proc IICSMFE*, 1: 54-56.
- Terzaghi, K.; Peck, R.B. & Mersi, G. (1996). *Soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons. 529 pp.
- Younger, P.L. (2007). *Groundwater in the Environment- an introduction*. Blackwell Publishing., 318 pp.

DOS ENSAIOS DE AQUÍFERO AOS MODELOS DE SIMULAÇÃO DE FLUXO: ALGUMAS CONSIDERAÇÕES E EXEMPLOS

Augusto COSTA

Geodiscover, Consultores em Hidrogeologia, Lda., ex- Laboratório Nacional de Energia e Geologia, augusto.costa@geodiscover.pt

INTRODUÇÃO

Com esta apresentação pretende-se transmitir a experiência adquirida em dezenas de anos de investigação Hidrogeológica. Começando com a revisão do conceito de aquífero, prossegue-se com a revisão dos diversos tipos de ensaios de aquífero e a sua interpretação, exemplificando-se com ensaios realizados em Portugal.

AQUÍFERO

É o conjunto de formações geológicas contendo água suscetível de ser captada economicamente pelo Homem.

Constituem-se massas de água subterrânea que, em relação às de superfície (lagos e albufeiras), apenas têm a desvantagem de não se verem e de, por isso, ser mais difícil a sua caracterização.

Uma das maneiras de as caracterizarmos é através dos chamados *Ensaios de Aquífero*.

ENSAIOS DE AQUÍFERO

Os ensaios de aquífero são um conjunto de técnicas em que se monitoriza a resposta do aquífero a um estímulo conhecido, para se estimarem algumas características hidráulicas do aquífero.

Este estímulo conhecido pode ser, por exemplo, a extração de água através de um furo. Neste caso, normalmente o caudal que se vai impor é constante, apenas por uma questão de simplificar o problema, e este tipo de ensaio de aquífero é conhecido por *ensaio de bombeamento a caudal constante*. Se os níveis forem monitorizados em diferentes pontos (piezómetros) afastados do furo de bombeamento, além dos termos relacionados com a permeabilidade do meio, podem também ser calculados os parâmetros do aquífero relacionados com a respetiva capacidade de armazenamento. Um caso particular destes ensaios são os chamados *ensaios escalonados*, em que o caudal é variável, pelo menos em três escalões, e são monitorizados os níveis no próprio furo de bombeamento. A finalidade neste caso particular é a caracterização do furo e do aquífero no local, através da definição da chamada *curva característica* e da *equação característica* do furo. Na sequência de uma extração de uma quantidade de água conhecida, podemos monitorizar a forma como o aquífero se recompõe deste estímulo. São os chamados *ensaios de recuperação*, cuja prática deveria ser muito mais generalizada. Estes ensaios, além de constituírem um complemento praticamente sem custos adicionais em relação ao ensaio de bombeamento, permitindo reavaliar os mesmos parâmetros, podem ainda constituir uma forma de avaliação de diversas particularidades do aquífero como sejam reservas hídricas e influências hídricas externas.

Outro estímulo conhecido pode ser a injeção ou extração instantânea de uma quantidade conhecida de água. Trata-se neste caso dos chamados *ensaios slug*, que permitem calcular a condutividade hidráulica do aquífero na zona de um furo com base no registo temporal da adaptação dos níveis a este estímulo e na aplicação de uma equação derivada da de Thiem.

Os chamados *ensaios de maré* utilizam como estímulo conhecido a variação sinusoidal do nível de maré, registando-se a resposta do aquífero num furo a uma distância conhecida da massa de água salgada. Neste caso é possível calcular a chamada difusividade hidráulica do aquífero, que é uma razão entre a transmissividade e o coeficiente de armazenamento, e caracterizar o aquífero e a relação hidráulica entre as duas massas de água (Ferris, 1963, Ferris et al, 1962).

Um caso particular de ensaios de aquífero são os chamados *ensaios de traçador*. Nestes ensaios, em geral é injetada instantaneamente uma quantidade conhecida de uma substância ou de microrganismos, num furo e regista-se a chegada em outros pontos mais ou menos afastados do local de injeção. Os objetivos deste tipo de ensaios podem ser muito diversos, desde aspetos apenas qualitativos até à quantificação de vários parâmetros de fluxo.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Os atuais sensores com sistemas eletrónicos de aquisição de dados miniaturizados vieram, não só facilitar muito do trabalho de execução dos ensaios de aquífero, como abrir novas possibilidades de medição e de aquisição de dados suscetíveis de serem utilizados na calibração de modelos locais de fluxo em regime transitório.

Desde que haja conhecimento suficiente sobre o enquadramento regional daquele setor do aquífero, podem criar-se modelos locais de fluxo com as condições de fronteira adequadas, otimizando-se os parâmetros hidráulicos para os níveis e caudais observados.

MODELOS DE FLUXO

No que respeita à simulação do fluxo em aquíferos existe também um vasto leque de programas disponíveis, que abrangem os métodos analíticos, semi-analíticos e os modelos espacialmente distribuídos de elementos finitos e de diferenças finitas.

No que respeita às diferenças finitas o software standard continua a ser o *Mdflow*. No que respeita à calibração o standard é o *PEST*.

Existem diversas interfaces que tornam mais amigável a utilização dos códigos de modelação e de calibração existentes. A minha experiência pessoal baseia-se sobretudo na interface *Groundwater Modeling System (GMS)*.

São apresentadas algumas aplicações em regime permanente e transitório, em particular alguns ensaios de aquífero que foram interpretados, primeiramente por métodos analíticos e depois com a implementação de modelos locais Modflow, calibrados com recurso à técnica dos *pilot points*, no que respeita aos termos relativos à condutividade hidráulica do meio.

BIBLIOGRAFIA

- Costa, A.T.M., 2008. Modelação Matemática dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região de Moura. Tese de doutoramento, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, 206pp.
- Custodio, E., 1983. *Hidráulica de captaciones de agua subterránea*. In: *Hidrologia Subterránea*, pp. 614-1004. Custodio, E. y M.R. Llamas (Eds.). Omega, 2 tomos, 2350 pp.
- Doherty, J., 2002. *PEST: Model-Independent Parameter Estimation. User Manual* (4th ed.). Watermark Numerical Computing, Brisbane, Queensland, Austrália, 249 p.
- Doherty, J., 2003. Groundwater model calibration using pilot points and regularisation. *Ground Water*. 41 (2): 170-177.
- Ferris, J.G., Knowles, D. B., Brown, R. H. & Stallman, R. W. (1962) – *Theory of Aquifer Tests*, Geological Survey Water-Supply Paper 1536-E, Washington, 174 p.
- Ferris, J. G., 1963. Cyclic water-level fluctuations as a basis for determining aquifer transmissibility, in *Methods of Determining Permeability, Transmissibility and Drawdown* (pp 305-323), Geological Survey Water-Supply Paper 1536-I, Washington, D.C.
- McDonald, M. G. & Harbaugh, A.W., 1984. *A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. Modeling Techniques*. U.S. Geological Survey Open-File Report 83-875, Washington, D.C. 528 p.
- Villanueva, M. M. & A. L. Iglesias, 1984. *Pozos y acuíferos, técnicas de evaluación mediante ensayos de bombeo*. Inst. Geol. y Minero de España, Madrid 426 p.

ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO DAS TERRAS DA COSTA, CAPARICA

Paulo LEGOINHA

CICEGE, Dep. de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica (pal@fct.unl.pt)

AS TERRAS DA COSTA

*As Terras da Costa da Caparica - desde a Ponta da Trafaria até ao Pinhal do Rei - constituem uma faixa cultivada de mais de 200 hectares que abastece de produtos frescos todo o concelho de Almada, e mesmo o de Lisboa, tendo a maior produção de produtos hortícolas por unidade de superfície da Europa. A proximidade do oceano e a falésia do lado nascente facilitam regularidade do clima e o lençol freático de água potável a menos de um metro de profundidade proporciona uma abundante produção. Desde o tempo do Marquês de Pombal que as Terras da Costa foram cultivadas por uma população laboriosa que se deslocou de vários pontos do país. Por volta de 1830, a ocupação foi legalizada mediante arrendamentos. As dezenas de agricultores rendeiros actuais são bisnetos e trinets dos rendeiros originais a que se juntaram outros, e continuam a cultivar as terras (Petição sobre as Terras da Costa, para Câmara Municipal de Almada; 1º Signatário, Arquitecto Ribeiro Telles)
<http://www.peticaopublica.com/PeticaoVer.aspx?pi=P2011N12022>*

Mapas topográficos da foz do rio Tejo, de 1583, 1756 e 1811, permitem relacionar a emersão da faixa litoral da Costa de Caparica com o megassismo de 1755, evento que terá fossilizado a arriba e afastado o mar para posição próxima da actual (Pais, 1992).

Porém, o substrato geológico formou-se dezenas de milhões de anos antes, durante o Cenozóico, após a reactivação de fracturas hercínicas que originaram fossas com direcção geral NE-SW, uma delas correspondendo à Bacia do Baixo Tejo, que começaram a ser preenchidas por sedimentos continentais no Paleogénico (há cerca de 46 Ma) e com interdigitação de sedimentos continentais e marinhos no Neogénico.

O SECTOR DISTAL DA BACIA DO BAIXO TEJO (REGIÃO DE LISBOA E PENÍNSULA DE SETÚBAL)

O início do enchimento sedimentar deu-se no Eocénico médio e continuou até ao Oligocénico, compreendendo conglomerados com intercalações de arenitos, às vezes feldspáticos, e lutitos continentais com crostas calcárias, constituindo a Formação de Benfica. Individualizam-se 2 sequências delimitadas por descontinuidades.

No Miocénico registaram-se várias transgressões e regressões ocorrendo sedimentação fluvial, estuarina e marinha, originando intercalação de diversas unidades líticas fossilíferas. A litostratigrafia de base foi definida por Cotter (*in* Dollfus *et al.*, 1903-04; Cotter, 1956) para a região de Lisboa, mas possível de seguir na região de Almada até a Sul de Fonte da Telha. As unidades então definidas, “Divisões I a VII”, com valor equivalente a Formações, continuam válidas e em uso. Recentemente foram enquadradas cronostratigraficamente através da caracterização de 10 sequências deposicionais e ajustadas à escala geocronológica actual (ICS, 2009), recorrendo a datações finas obtidas com foraminíferos planctónicos, pequenos mamíferos e isótopos de Sr. Obteve-se bom controlo cronostratigráfico e calibrou-se o posicionamento das diferentes superfícies de descontinuidade (Antunes *et al.*, 2000; Legoinha, 2001; Pais *et al.* 2012, 2013).

O conhecimento geológico desta região remonta ao séc. XVIII, com observações de fósseis, efeitos do sismo, e de outros fenómenos geológicos pelo Padre Teodoro de Almeida (1762) (*in* Antunes, 1986). No séc. XIX, as primeiras referências às unidades geológicas devem-se às explorações pioneiras de Wilhelm von Eschwege e de Daniel Sharpe. De referir ainda o notável trabalho de Choffat (1908;1950) com referências à estrutura, litostratigrafia e cronostratigrafia do Miocénico da Arrábida. Na região de Lisboa apresentou correlação entre colunas litostratigráficas de Lisboa, Ameixeira, Santa Iria e Quintanelas evidenciando importantes variações de fácies e de espessura. Os levantamentos geológicos que dirigiu permitiram a publicação da Carta Geológica de Lisboa, escala 1:20.000, em 1940.

A MARGEM ESQUERDA

Eschwege (1831) publicou perfil geológico entre as Serras de Sintra e da Arrábida, provavelmente o primeiro corte com expressão gráfica em Portugal. Na margem esquerda do Tejo identificou: 1 - bancos com petrificações de conchas (? possível correspondência com as divs. II e III); 2 - argila plástica (? possível correspondência com a div. IVa); 3 - grés verde com margas (? possível correspondência com a div. IVb); 4 - calcário grosseiro (? possível correspondência com as divs. V-a1, -a2, -a3).

Em 1834, Sharpe apresentou um corte geológico entre Sintra e a Serra do Viso (Arrábida), individualizando unidades estratigráficas, entre as quais as “Almada beds” (Miocénico) e as “Upper Tertiary Sands” (Pliocénico e Quaternário).

Característica marcante da geologia da Península de Setúbal é o Sinclinal de Albufeira (fig. 1). A sucessão miocénica, do Aquitaniano ao Tortoniano, está compreendida neste amplo sinclinal entre a região de Lisboa e a cadeia da Arrábida. É delimitada por discordâncias angulares e reflecte um contexto compressivo NW-SE, relacionado com a colisão Bética. Assenta no Cretácico inferior, no Complexo Vulcânico de Lisboa, ou no Paleogénico (Formação de Benfica). Superiormente, é fortemente ravinada pelo Pliocénico.

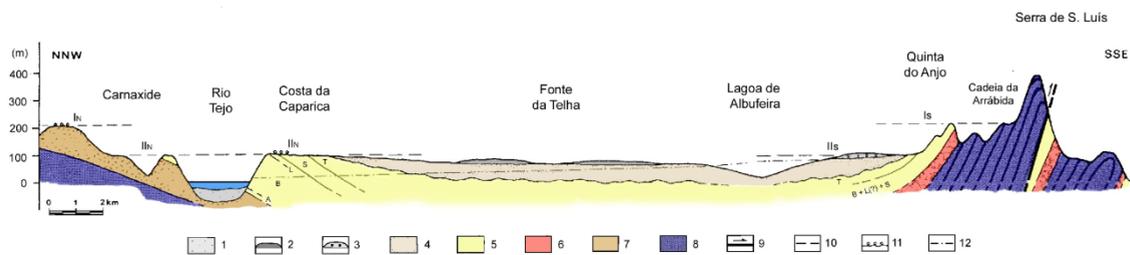


Fig. 1 - Perfil geológico interpretativo da Península de Setúbal, modificado de Cabral (1995): 1- aluviões (Holocénico); 2 - dunas eólicas (Holocénico); 3 - Formação de Marco Furado (Plio-Quaternário); 4 - Pliocénico; 5 - Miocénico (A - Aquitaniano, B - Burdigaliano, L - Langhiano, S - Serravaliano, T - Tortoniano); 6 Paleogénico; 7 - Complexo Vulcânico de Lisboa (Cretácico superior); 8 - Mesozóico; 9 - cavalgamento; 10 - testemunhos de superfície de aplanamento; 11 - vestígios superficiais de depósitos com seixos pequenos; 12 - nível de erosão II balanceado para N, em direcção ao Mar da Palha, no interior da Península de Setúbal; IN e IS superfície de erosão superior; IIN e IIS - superfície de erosão inferior (in Legoinha, 2001).

A LITO - E CRONOSTRATIGRAFIA

Na arriba do monumento ao Cristo Rei (fig. 2), nos taludes da via rápida para a Caparica, bem como na arriba fósil, desde a Trafaria à Foz do Rego, pode ser observada a sucessão de unidades miocénicas características do flanco N do sinclinal de Albufeira e com boa correlação com as definidas em Lisboa, embora com variações de espessura e apresentando carácter mais estuarino ou marinho:

Burdigaliano inferior (Sequência deposicional B0; 20 Ma a 18,6 Ma)

II - (base da escarpa ribeirinha do Tejo) Biocalcarenitos e arenitos com níveis ricos de ostras e lenticulas argilosas com vegetais (ca. 3m).

Burdigaliano (Sequência deposicional B1; 18,6 a 17,7 Ma)

III - Biocalcarenitos com fração detrítica abundante e arenitos laminados, ricos de moldes e fragmentos de moluscos (ca. 10 m).

IVa - Siltitos e areias finas cinzento-azuladas com *Pitar islandicoides*, *Flabellipecten expansus* e *Pereiraia gervaisi* bem conservados (entre outros fósseis) e argilas siltosas ricas de microfósseis marinhos (ca. 35 m).

IVb - Areias de cor amarelada, com intercalações de bancos de ostras e, para o topo, de lenticulas argilosas com abundantes macrorestos vegetais. Os níveis arenosos superiores forneceram pequenos mamíferos (ca. 30m).

Burdigaliano superior (Sequência deposicional B2; 17,6 a 17 Ma)

Va1 - Biocalcarenitos e arenitos ricos de moldes de moluscos. Contactam com a unidade inferior por meio de disconformidade, interpretada como superfície correspondente ao início de um episódio de transgressão. Os arenitos preenchem bioturbações do topo das areias da unidade IVb (ca. 5 m).

Va2 - Alternância de margas e arenitos (ca. 21 m).

Burdigaliano superior a Langhiano (Sequência deposicional L1; 17 a 15,1Ma)

Va3 - Biocalcarenitos com moldes de moluscos (ca. 6 m).

Vb - Margas arenosas com fragmentos de *Schizaster* (com exposição em ca. 4 m). Passam a areias

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

feldspáticas (8m) e margas esbranquiçadas e castanhas no topo (4m) que se observam na Quinta das Rosas (Monte de Caparica).

Langhiano superior a Serravaliano (Sequência deposicional S1; 15,1 a 13,5Ma)

Vc (Brielas) - Bancadas areno-siltosas, amareladas, com intercalações de biocalcarenítosossilíferos (ca. 4 m).

VIa (Brielas e taludes da via rápida para a Caparica) - Alternância rítmica de argilas azuis pobres de fósseis com bancos mais carbonatados, ricos de moluscos (ca. 11 m).

VIb (talude da estrada para os Capuchos) - Areias finas, amarelas, com pectinídeos (5 m).

Tortoniano (Sequência deposicional T1; 11,6 a 9,8 Ma)

Vlc (taludes da via rápida para a Caparica - Bancos calcários, em relevo, com corais ahermatípicos (ca. 2 m).

VIIa (Capuchos) - Areias finas amareladas, às vezes siltosas ou argilosas, em alternância com bancadas consolidadas (ca. 20 m).

Tortoniano (Sequência deposicional T2; 9,8 a 9? Ma)

VIIa (Foz do Rego) - Areias amareladas, com acumulação de *Chlamys macrotis* na base (ca. 20 m).

VIIb (Foz do Rego) - Argilitos com *Megacardita jouaneti* e turritelídeos (ca. 12 m).

Ravinando esta sucessão, no Pliocénico (ca. 4,5 a 2,6 Ma), depositaram-se conglomerados e areias fluviais mais ou menos grosseiras, arcóscicas, frequentemente com estratificação oblíqua. Correspondem à Formação de Santa Marta depositada pelo Tejo ancestral (< 50 m, no litoral; 320 m no interior da península).

No Pliocénico superior a Plistocénico médio (ca. 2,6 a 1,5Ma) depositaram-se conglomerados pouco consolidados, com clastos de quartzo e quartzito esbranquiçados e matriz arenosa. Forneceiram indústrias líticas do tipo "pebble culture", pré-acheulenses (Azevedo & Cardoso, 1986). Constituem o Conglomerado de Belverde (ca. 2-3m).

No Holocénico desenvolveu-se cordão dunar que se foi deslocando para o interior, cobrindo vales e valeiros e chegando a galgara arriba. As dunas de praia são do tipo longitudinal e paralelas à arriba, embora muitas vezes destruídas pela agricultura. As dunas superiores, de morfologia variada, incluem alguns barkanes. Nos Capuchos existem paleossolos, intercalados nas dunas, datados por ¹⁴C de 2220±70 BP.

AS UNIDADES NO SUBSOLO DA FAIXA LITORAL (TERRAS DA COSTA)

Na arriba da extremidade N das Terras da Costa a estratificação inclina cerca de 6° SE, tornando-se sub-horizontal para S da Costa de Caparica. Assim, as areias da planície litoral assentam em diferentes unidades miocénicas: no sector mais a N (São João da Caparica) o substrato é constituído sucessivamente pelas unidades Va2, Va3, Vb e Vc; no sector entre a Quinta de Santo António e Costa de Caparica o substrato deverá ser a unidade VIa; para Sul da Foz do Rego, as areias da planície litoral deverão assentar sobre a unidade VIIa.

O AQUÍFERO MIOCÉNICO INFERIOR (DIVS. II E III) E RELAÇÃO COM O RIO TEJO

Analisando a coluna litológica de um furo para exploração de água subterrânea, localizado na Urbanização da Praia do Sol - Quinta do Torrão (S. João da Caparica), vide Folha 441-B, reconhecem-se as seguintes unidades, de cima para baixo:

- 21 m de areias esbranquiçadas (corpo dunar litoral);
- 3 m de grés calcário acinzentado (Vc);
- 9 m de marga arenosa acinzentada (Vb);
- 5 m de grés calcário com conchas (Va3);
- 19 m de marga acinzentada (Va2);
- 3 m de grés calcário com conchas (Va1);
- 18 m de marga arenosa e marga acinzentada (IVb);
- 48 m de marga cinzenta escura (IVa);
- 18 m de grés calcário intercalado com marga arenosa (III);
- 16 m de grés calcário margoso e marga acinzentados (II).

Foram colocados drenos na zona basal do furo, entre os 122,5 e os 158 m (unidades III e II); entre os 102 e 108 m (unidade IVa); e entre os 52,5 e 70 m (transição entre as unidades Va2-Va1-IVb). O furo apresentou artesianismo positivo de 30 cm acima do nível do solo, situado sensivelmente à cota do rio.

O nível aquífero principal parece ser constituído pelas unidades III e II, que estão em contacto com o Tejo, na base da escarpa ribeirinha, funcionando aí como aquífero livre. Para o interior da Bacia, é limitado superiormente por margas da unidade IVa, passando a aquífero confinado. O fraco artesianismo está de acordo

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

com o referido por Almeida *et al.* (2000): os níveis piezométricos na vizinhança do rio Tejo apresentam valores ligeiramente superiores à cota do rio, funcionando este como descarga natural do sistema, podendo o fluxo ser invertido em alturas de maiores extracções (...) na península de Setúbal encontram-se muito próximo do nível do mar (...) o escoamento dá-se de S para N, com um gradiente muito baixo.

A composição físico-química da água captada poderia dar indicações sobre a inversão, ou não, do fluxo natural, porém não se dispõe desta informação.

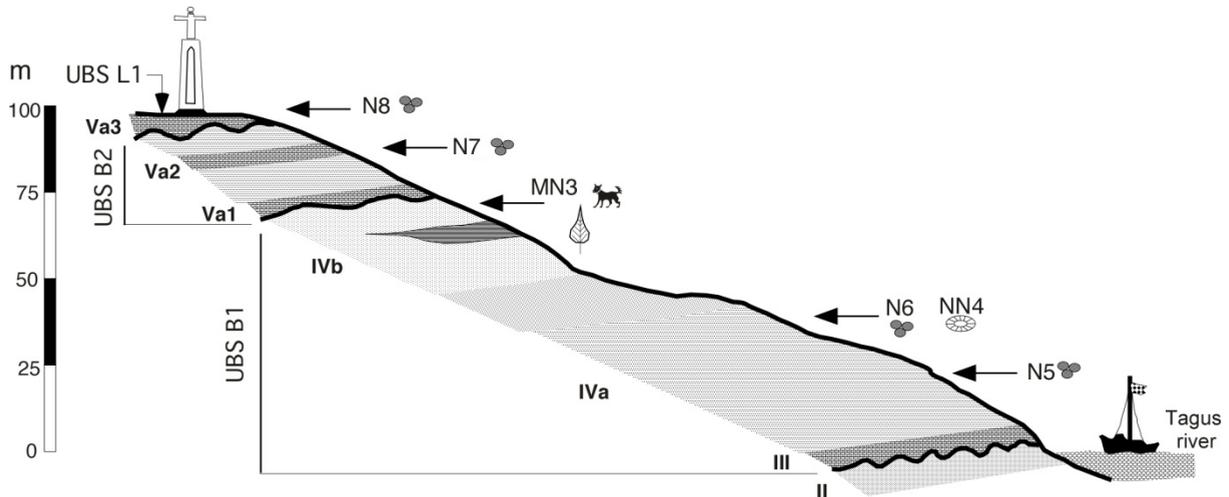


Fig. 2 - Corte de Cristo Rei (modif. de Antunes *et al.*, 1999). Unidades litostratigráficas (II a Va3), biozonas de foraminíferos (N), nanoplâncton calcário (NN), pequenos mamíferos (MN) e sequências deposicionais B1 a L1.

BIBLIOGRAFIA

- Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M.R. & Gomes, A.J. (2000) - Sistemas aquíferos de Portugal continental. Sistema aquífero: margem esquerda (T3). *Instituto da Água*. Lisboa: 615 - 640.
- Antunes, M.T. (1986) - Sobre a história da Paleontologia em Portugal. *In História e desenvolvimento da Ciência em Portugal*, II vol., II Centenário da Academia das Ciências de Lisboa: 773-814.
- Antunes, M.T., Legoinha, P., Cunha, P., Proença & Pais, J. (2000) - High resolution stratigraphy and miocene facies correlation in Lisbon and Setubal Peninsula (Lower Tagus basin, Portugal). *Ciências da Terra (UNL)*, 14: 183-190.
- Antunes, M.T., Pais, J., Balbino, A., Mein, P. & Aguilar, J-P. (1999) - Distal fluvial environments in a marine series, plants, vertebrates and other evidence, age. *Ciências da Terra (UNL)*, 13: 141-155.
- Azevedo, M.T. & Cardoso, J.L (1986) - Formações plio-quadernárias da Península de Setúbal — Guia da excursão da I Reunião do Quaternário Ibérico. G.T.P.E.Q. Setembro.
- Cabral, J. (1995) - Neotectónica em Portugal. *Mem. Inst. Geol. Mineiro*, Lisboa: 237.
- Choffat, P. (1908) - Essai sur la tectonique de la Chaîne de l'Arrábida. *Com. Serv. Geol. Portugal*, Lisboa: 89 p.
- Choffat (1950) - Géologie du Cénozoïque du Portugal. *Com. Serv. Geol. Portugal*, Lisboa, XXX: 182 p.
- Cotter (1956) - O Miocénico marinho de Lisboa. *Comun. Serv. Geol. Portugal*, Lisboa, XXXVI: 170 p.
- Dollfus, G., Cotter, J.C.B. & Gomes, J.P. (1903-1904) - Mollusques tertiaires du Portugal. Planches de Céphalopodes, Gastéropodes et Pélécypodes laissées par FA Pereira da Costa accompagnées d'une explication sommaire et d'une esquisse géologique. *Mem. Comun. Serv. Geol. Portugal*, Lisboa: 48 p.
- Eschwege, Barão de (1831) - Memoria geognostica ou Golpe de vista do Perfil das estratificações das diferentes rochas, de que he composto o terreno desde a Serra de Cintra na linha Noroeste a Sudoeste até Lisboa, atravessando o Tejo até à Serra da Arrabida, e sobre a sua idade relativa. *Mem. Acad. R. Sci. Lisboa*, XI (I): 253-280.
- ICS (2009) - International stratigraphic chart. Int. Comm. Stratigraphy, IUGS.
- Legoinha (2001) - Biostratigrafia de foraminíferos do Miocénico de Portugal (Baixo Tejo e Algarve). *Dissertação de Doutoramento*, Universidade Nova de Lisboa: 241 p.
- Pais (1992) - Paisagem protegida da Arriba fóssil da Caparica. *Liberne*, 42: 5-9.
- Pais, J., Cunha, P., Pereira, D., Legoinha, P., Dias, R., Moura, D., Brum da Silveira, A., Kullberg, J.C. & González-Delgado, J.A. (2012) - The Paleogene and Neogene of Western Iberia (Portugal): A Cenozoic record in the European Atlantic domain. *Springer Briefs in Earth Sciences*: 1-138 p.
- Pais, J., Cunha, P., Legoinha, P., Dias, R., Pereira, D. & Ramos, A. (2013) – Paleogénico e Neogénico das Bacias do Douro (sector ocidental), Mondego, Baixo Tejo e Alvalade. In: Dias, R., Araújo, A. Terrinha, P. & Kullberg, J. C. (eds), *Geologia de Portugal no contexto da Ibéria*. Escolar Editora: 1100 p.
- Sharpe, D. (1834) - On the strata in the neighbourhood of Lisbon and Oporto. *Proc. Geol. Soc. London*, 1: 394-396.

AVALIAÇÃO DA REPRESENTATIVIDADE DE REDES DE MONITORIZAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Luís RIBEIRO

Centro de Geo-Sistemas /CVRM, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal, luis.ribeiro@ist.utl.pt

Texto de apoio à Palestra

ASSESSING REPRESENTATIVENESS OF GROUNDWATER QUALITY MONITORING NETWORKS COMPLYING WITH EU NITRATE DIRECTIVE: AN APPLICATION TO NITRATE VULNERABLE ZONE OF TEJO

Luís RIBEIRO, Tibor. Y. STIGTER, Maria Paula MENDES

Geo-Systems Centre/CVRM, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisbon, Portugal

The Nitrate Vulnerable Zones (NVZs) are defined as areas where the groundwater contains or could contain (if no action is taken to reverse the trend) more than 50 mg/l of nitrates. Despite the progress made in recent years, many areas in Europe still show a deficient implementation of the Directive. Moreover, one-third of the monitoring stations, located in the 15 countries that formed the EU up to 2004, still showed an upward NO₃ trend in 2004-2007. Therefore, comprehensive and representative water monitoring programs are essential pillars of policy implementations (Stigter, Carvalho Dill & Ribeiro, 2011). The data collected from the monitoring networks should comprise a sufficient period of time and frequency to determine the status and/or trend of the nitrates, contributing effectively to well-founded management decisions.

The primary goals of this paper were to highlight current strategies for applying geostatistical models in the spatial-probabilistic assessment of groundwater resource quality and the associated representativeness of official monitoring. The models are based on variographic analysis and indicator kriging, integrating the kriging error standard deviation analysis and cross-validation. The major advantage of kriging is that every estimate is accompanied by a corresponding standard deviation of the estimation error, also known as the standard error (SE), which allows calculating a confidence interval of the estimates.

The NVZ of Tejo River, hereafter referred to as NVZ-T, is located in the central part of the Portuguese mainland. From an area of 191 km² in 2004, the NVZ-T has been extended in 2007, currently covering an area of 2417 km² (see Fig. 1). Most NVZ-T area lies in the alluvium aquifer of the Tejo River, with a maximum depth of 70 m and productivity median values between 10 and 12 L/s (Mendes & Ribeiro, 2010).

Multiple observations were used for each well, over the period 2005-2011, in a total of 45 wells.

To build the NO₃ concentration maps median values were calculated for each observation well, based on its time series for the considered period. For the probability maps, the Indicator Variable (IV) was created by binarily codifying all the original NO₃ data (i.e. of all the campaigns) with regard to the cut-off level of 50 mg/l, the drinking water guideline. The value 0 was attributed to a sample when the concentration was below or equal to the cut-off level and 1 otherwise.

Subsequently, experimental semi-variograms were built for both variables: (1) the NO₃ concentration (median

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

values for each well) and (2) the IV (average of binarily codified data for each well). Theoretical (spherical) models were adjusted to the experimental semi-variograms, which were then introduced into ordinary kriging algorithms to estimate values at the unknown locations and construct the final maps. During kriging, cross-validation (CV) was performed, whereby measured data were eliminated one by one from the data set and predicted with the kriging algorithm.

When comparing the limits of the designated NVZ with that of the kriging area (Fig. 1) it is clear that there are large areas without interpolation, due to a lack of data (cross-hatched areas in the map). This is the case for the entire southern sector of the NVZ-T, which was most recently designated (in 2007) and apparently has yet to obtain a monitoring program.

The NVZ-T reveals large areas where the SE exceeds the standard deviation (SD) of the original data, i.e. $SE > SD$ or $SE > 100\%SD$, and thus where the interpolation is unreliable, according to the thumb rule of Clark (1979).

Applying the experimental variogram, model parameterization, ordinary kriging and SE analysis to the indicator variable of 50 mg/l NO_3 a probability map was produced (Fig. 2)

This is an important step in kriging which allows a further analysis of the monitoring network representativeness.

From the performed analysis it is clear that the groundwater monitoring network in NVZ-T is far from optimised. Changes to the monitoring programs are necessary and urgent, but naturally involve costs, with regard to the installation of new wells and their integration into the monitoring program, resulting in increased costs for transport, sampling and analysis. The currently employed geostatistical tools can be used to help the water basin authorities (WBA) optimize their monitoring network.

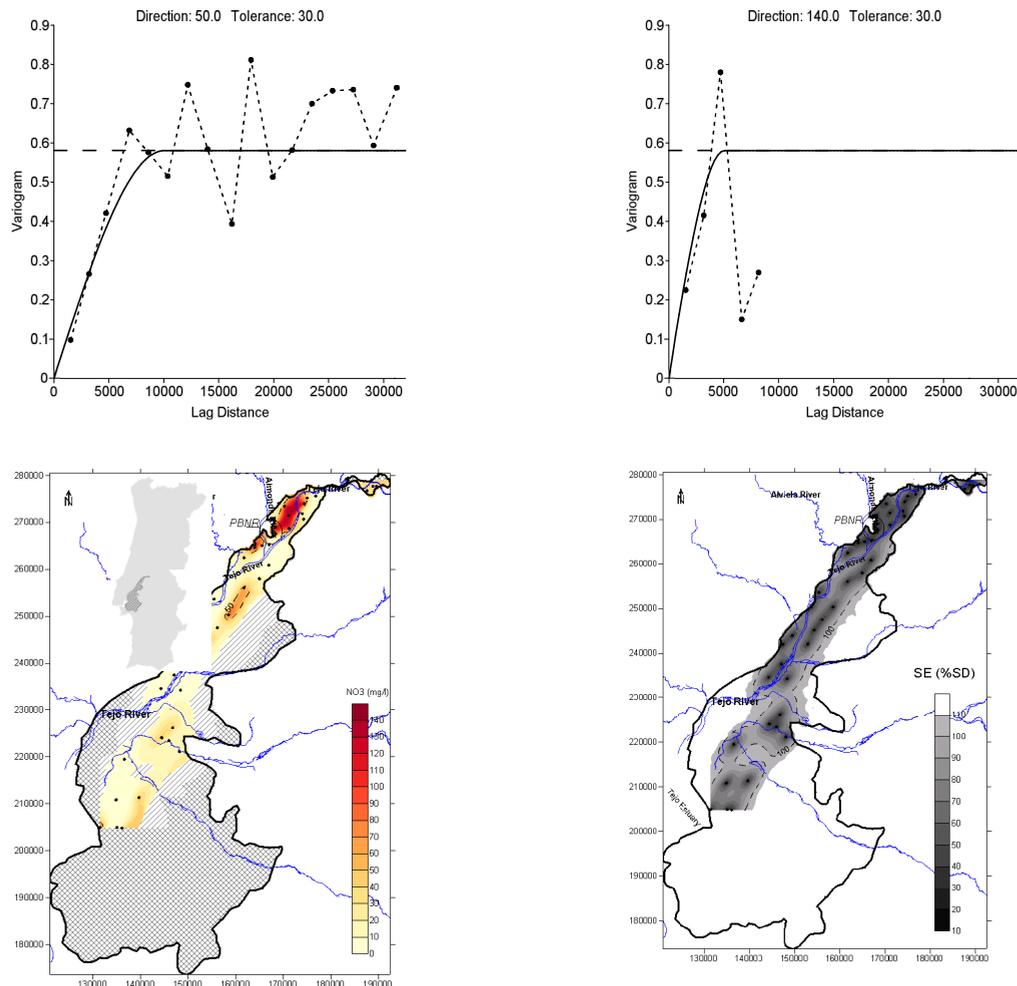


Fig. 1. (a) and (b) Experimental variograms and adjusted spherical models in two opposing directions for the median log-transformed NO_3 concentrations in the NVZ-T for 2005-2011, (c) Spatial distribution of median NO_3 concentrations; (d) Spatial distribution of the standard error (SE), as % of the original data standard deviation.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

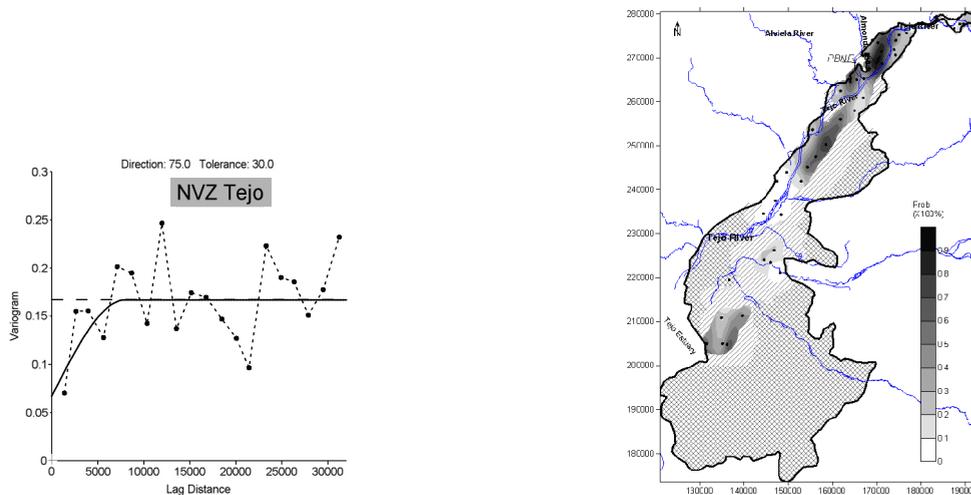


Fig. 2. (a) Experimental variogram and adjusted spherical model for the 50 mg/l NO_3 indicator variable; (b) Probability map of exceeding this drinking water guideline; cross-hatched and hatched area indicate no and unreliable interpolation, respectively.

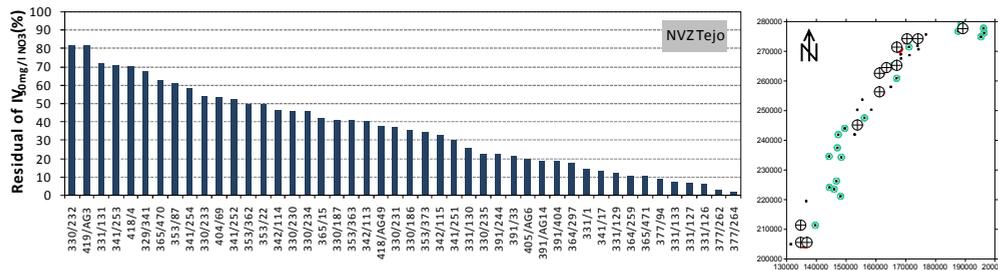


Fig. 3. Plot of residuals calculated for each well of the NVZ-T during cross-validation of the 50 mg/l NO_3 indicator variable, in decreasing order; the residual represents the absolute error in % of estimated probability; b) indication of wells with highest (>50%, with symbol \oplus) and lowest (<30% with symbol \circ) residual.

An example is provided for the NVZ-T in Fig. 3, for the 50 mg/l IV, as the probability of exceeding this drinking water guideline is of particular concern to the WBA. The figure plots the residual calculated for each well during CV, in decreasing order. Those with the highest errors, for example exceeding 50% of probability (12 wells, two of which exceed 80%) are wells providing relevant information that apparently cannot be obtained from the estimation from neighbouring wells. They are marked by \oplus in the map of Fig. 3. On the contrary, the wells with lowest residuals, e.g. below 30% (20 wells, of which six are below 10%), appear to be redundant, as their values can be estimated from neighbouring wells without large error (marked in \circ). Where they refer to a cluster of wells, one well should be retained. Based on their location and corresponding residual errors, a decision can be taken on which wells to remove from the monitoring network.

REFERENCES

- Clark, I. (1979). *Practical geostatistics*. Applied Science Publishers Ltd, London, England.
- Mendes, M.P., & Ribeiro, L. (2010). Nitrate probability mapping in the northern aquifer alluvial system of the river Tagus (Portugal) using Disjunctive Kriging. *Sci Total Environ*, vol 48 (5), 1021-1034.
- Stigter, T.Y., Carvalho Dill, A.M.M., & Ribeiro, L., (2011). Major Issues Regarding the Efficiency of Monitoring Programs for Nitrate Contaminated Groundwater. *Environ Sci & Technol* 45(20).

UMA EXPERIÊNCIA DE INVESTIGAÇÃO EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: ADAPTAÇÃO A UM MUNDO EM MUDANÇA

J. P. Lobo Ferreira

Núcleo de Águas Subterrâneas, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, 218 443 609, lferreira@lnec.pt

Texto de apoio à Palestra

GROUNDWATER ARTIFICIAL RECHARGE SOLUTIONS FOR INTEGRATED MANAGEMENT OF WATERSHEDS AND AQUIFERS

Dr.-Ing. Habil, João Paulo LOBO FERREIRA

Groundwater Division Head at Laboratório Nacional de Engenharia Civil,
Lisboa, Portugal, lferreira@lnec.pt, <http://www.lnec.pt/organization/dha/nas>

ABSTRACT

The objective of Gabardine project experiments in Campina de Faro aquifer (Algarve, Southern Portugal) was the assessment of infiltration rates in the very permeable yellow sands and to assess the unsaturated zone, and saturate zone transport parameters with a tracer test. To accomplish this purpose Areal Gordo Basins 1, 2 and 3 (Figure 1 and Figure 2) have been constructed for in situ infiltration and tracer test experiences. Besides, laboratory soil-column tests were performed in soil samples collected at the bottom of the basin. Areal Gordo Basin 2 had an area of 61 m². The bottom was excavated up to the third layer of yellow sandy soils at approximately 8 meters depth. The source of water for this infiltration test comes from a nearby well opened in the confined aquifer. To fulfil the objective of measuring the infiltration rate capacity, the water level in the basin was maintained constant (with a water column of approximately 90 cm) for a period of 3 days, and the infiltration rate was calculated by dividing the volume of water added by the basin area. At that time, the piezometric level and the groundwater quality parameters have been continuously recorded in LNEC4 well. The arrival time to this well was 70 hours. This allowed estimating the permeability of this sandy layer as 0.21 m/d, considering the distance of 8 meters between the bottom of the infiltration pond and the well (*i.e.* up to 1.5 m in the vadose zone + 6.5 m distance in the aquifer).

In the case study area of Campina de Faro a large amount of 5.0 m diameter wells equipped with a waterwheel are common, the so called “noras” (Figure 3). Some of them are still used for agricultural irrigation or even domestic consumption. In Areal Gordo an injection test was performed in one of those wells with the objective of assessing if they could be effective infrastructures to be used, as already available facilities for AR. Also foreseen was the assessment of the infiltration rate vs. the recharging depth of water column, ranging from the surface to water table depth. Besides recording the level inside the large diameter well the effect of the recharge in the regional water level was monitored in the nearby monitoring well. This well allowed assessing a first approach to the groundwater hydraulic conductivity and some transport parameters. The input water discharge from a close deep well was controlled during the injection periods. The main characteristics of this large diameter well are presented hereinafter: area at the bottom of the “nora” with a diameter of 5 m = 19.625 m²; depth to water table at the beginning of the first test=19 m; available storage volume at the “nora” for the test=373 m³; total well depth=24 m. The monitoring equipment used was the following: multiparametric water sensors for continuous monitoring installed in the “nora” and LNEC5 well; from the discharge well a flow meter was installed for continuously recording the discharge water volume. Three injection tests were developed. A maximum value was assessed when the water level at the “nora” stabilized near the surface (at 1.5 m depth) allowing the recharge water input of 20 m³/h to be incorporated in the aquifer. The values vary with the water level inside the “nora” ranging from 0.25 m/d - 1.18 m/d to a maximum value of 24.5 m/d, respectively for the 1st, 2nd and 3rd test (Figure 4). As expected, it was concluded that increments in the infiltration rate are strongly connected to the increase in the water column inside the well

Another (one day) injection test was performed in an experimental medium diameter well of 0.5 m, located in Areal Gordo,

1Gabardine project results are available in http://www.lnec.pt/organization/dha/nas/estudos_id/gabardine

and called LNEC6. The objective of this test was to determine the infiltration capacity and to compare it to the one assessed for the 5 m large diameter “nora”. The injection test was performed during 4 hours and the depth to water table was recorded during the test. The input water discharge from a close deep well was controlled during the injection periods. Two injection discharges were considered, one to fill up the well and the other necessary to stabilize the water level: $Q_{i_ascend}=20\text{m}^3/\text{h}$ and $Q_{i_descend}=2.2\text{m}^3/\text{h}$. The main characteristics of LNEC6 well, opened in the unconfined sandy aquifer, are the following: section area (diameter 0.5 m)= 0.196m^2 ; depth to water table=18.9 m; available storage volume= 3.7m^3 ; total well depth=28 m. The monitoring equipment used was the same as in the previous injection test. The depth to the water table recorded in LNEC6 is plotted in Figure 5 as well as the two injection periods (4 hours total time duration). The infiltration rate was calculated by the change in the water level after the stop of the injection and during the necessary time interval to achieve the initial head, before the injection test (*i.e.* 7.4 m of water level variation during 0.6 days = 11.5 m/day of infiltration rate).

In Rio Seco river bed, two 100m^2 (20m(H)x5m(W) with 5m(D)) infiltration basins were constructed and filled in with clean gravels for AR tests (Figure 6). The main objectives of the experiment were to assess the effectiveness of this type of AR structures for surface water infiltration, including the computation of groundwater recharges rates and evaluating groundwater mass transport parameters in unconfined aquifer via the monitoring of a breakthrough tracer curve. Two concrete sections were constructed and two pneumatic gauges for river water levels control were installed, upstream and downstream of the infiltration basins, during January, 2007, in order to measure the river discharge upstream and downstream the AR infiltration basins. Tracer tests have been performed during May, 2007 (Figure 7 and Figure 8).

Results of the groundwater quality and quantity assessment recorded in the monitoring wells during the rainy months of November and December 2006, when surface runoff infiltrates in basins, show NO_3^- concentrations strongly decreasing the same period, tending to get closer to the NO_3^- quality value of the river water (Figure 9).

This is a remarkable fact, and of paramount relevance regarding the achievements of artificial recharge experiments towards the rehabilitation of the polluted unconfined aquifer, confirmed by LNEC 1 piezometer 2.5 m downstream of the infiltration basin.

As main conclusion, we may state that artificial recharge may be seen as one good solution aiming a scientific based adaptation to climate change and/or climate variability conditions in the near future. This technology allows the use of surplus water in wet years, so that extra supply water may be available later in dry years. As we have clearly shown in this chapter for Campina de Faro, other uses can be aimed for artificial recharge facilities, e.g. for cleaning polluted aquifers. So, the solutions proposed are worthy to be considered in implementing integrated water resource management plans, being part of a variety of solutions to minimize the water scarcity, for instance in the Algarve during severe drought situations.

Several in situ artificial recharge experiments and laboratory tests were performed in the framework of the Gabardine Project for a selected area of the Campina de Faro aquifer system. The comparison of different lithologic materials in situ and in the lab, and the assessment of artificial recharge efficiency allowed data gathering regarding performances (on rates of infiltrations) and the adequacies of the different techniques for different geological layers (Figure 10). The in situ experiences showed very favourable rates of infiltration in yellow sands, especially in the large diameter well (“nora”) experiment, when infiltration rates were as high as 24 m/day. In the case of the “nora” a function of the infiltration rate vs. the water column depth in the “nora” was computed.

The aim of all these experiments was to improve the knowledge on real case studies application of different AR methodologies to assess the parameters needed to develop optimization models. The model may incorporate restrictions and parameters of the objective function with the values evaluated in the experiments, described above. The results presented in this chapter allow the selection of most appropriate AR techniques aiming the maximization of groundwater storage and/or quality improvement, while minimizing costs.

ACKNOWLEDGMENTS

6th Framework Programme, Project GABARDINE - “Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management”.

LNEC Applied Research Programme 2005-2008 (Project P3: Groundwater resources assessment and numeric modelling in hydrogeology; Study E11: Groundwater artificial recharge (Gabardine Project).



Figure 1 –Vertical profile of lithological materials in Areal Gordo (at right) and LNEC4 well lithological column and, infiltration basin in the first layer (at left)

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa



Figure 2 – Infiltration basin in the second layer and monitoring equipment used for the infiltration test.



Figure 3 – Injection test developed in the “nora”: water levels at the beginning and at the end of the test

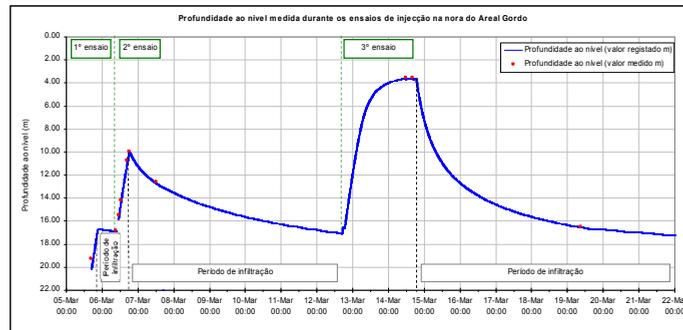


Figure 4 – Depth to the water table automatically recorded and manually measured during the injection tests performed in the “nora”

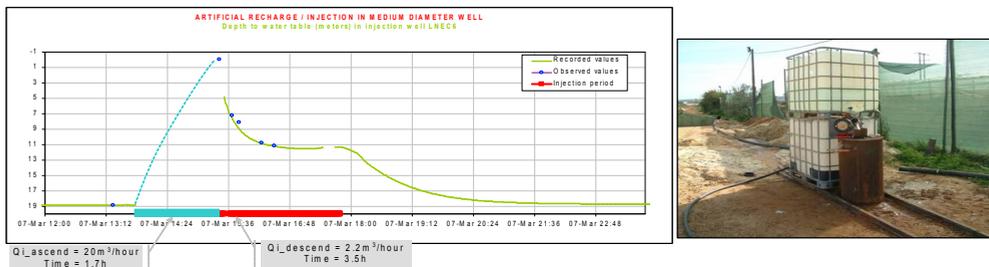


Figure 5 – Depth to the water table automatically recorded and manually measured in LNEC6 (medium diameter well) during the injection test

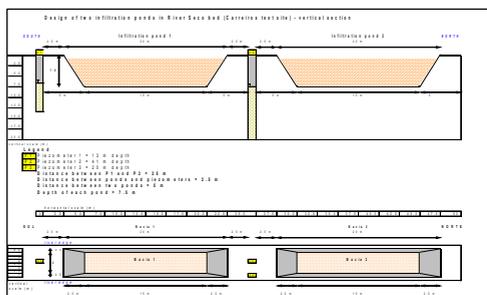


Figure 6 - Design configuration of the two infiltration basins in the river bed of rio Seco (Carreiros)

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

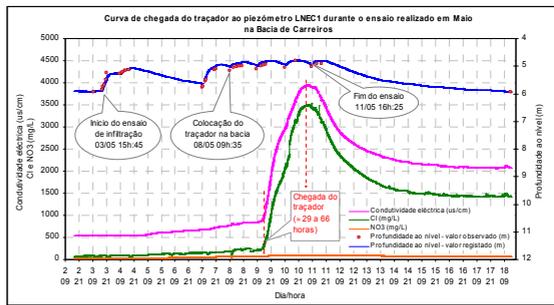


Figure 7 - Breakthrough tracer experiment curves at Rio Seco infiltration basin (Carreiros)

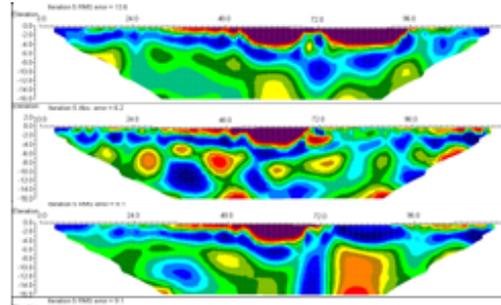


Figure 8 - Electric resistivity models obtained before, during and after the tracer test at the infiltration basin in Rio Seco, Carreiros (Mota et al., 2008)

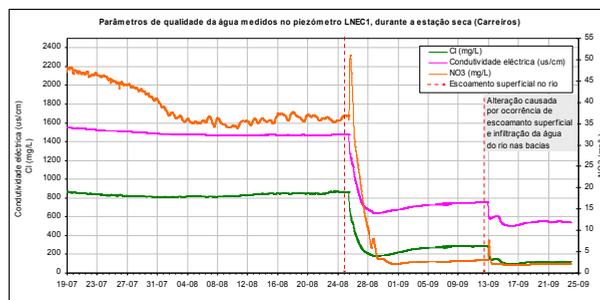


Figure 9 – Variation of the water quality in Campina de Faro unconfined aquifer, after runoff events in Rio Seco, monitored in LNEC 1 piezometer 2.5 m downstream of the infiltration basin

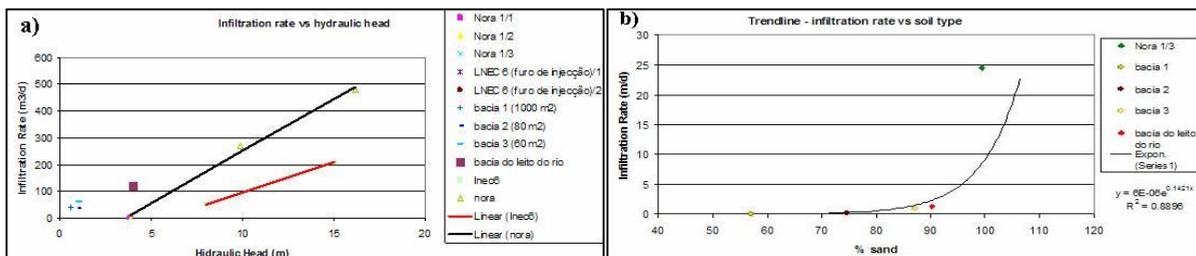


Figure 10 – a) Infiltration rates vs. the type of technology used (infiltration basins in the field or in river bed and, large and medium diameter recharge wells) ; b) Infiltration rates vs. the type of soil available in the Algarve at Campina de Faro and Rio Seco

REFERENCES

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. (2006) - "Test Sites and their characteristics". Deliverable D51 of GABARDINE Project, 195 pp., available in http://www.lnec.pt/organization/dha/organizacao/dha/nas/estudos_id/pdf/D51report_version2_cfg.pdf

Diamantino C., Lobo Ferreira, J.P., 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., Condeso de Melo, M.T. Eds, 17 a 21 de Setembro de 2007, Lisboa, 10 pp.

Diamantino, C. (2008) - "Recarga Artificial de Aquíferos: Aplicação ao Sistema Aquífero da Campina de Faro", PhD Thesis defended July 2008 in Universidade de Lisboa as a requirement for the degree Doutor em Geologia (Hidrogeologia), 291 pp.

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.

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)". Revista Tecnologia da Água de Julho/ Setembro de 2008.

AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E O ABASTECIMENTO DE ÁGUA A LISBOA NO SÉCULO XX

João J. LOPO MENDONÇA

Rua Sampaio Bruno, 48-2º 1350-285 Lisboa,

967 073 969, lopomend@sapoPT

RESUMO

Faz-se uma síntese dos trabalhos de pesquisa e captação de água subterrânea mandados executar pela EPAL – Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A. para garantir o abastecimento de água à cidade de Lisboa ao longo do século XX. Além do enquadramento histórico, serão apresentados casos de obra e seus resultados reinterpretados numa perspetiva global dos sistemas aquíferos onde se realizaram e da contribuição muito relevante para o conhecimento da hidrogeologia da Bacia Sedimentar Cenozóica do Tejo.

Palavras-chave: Lisboa, abastecimento de água, hidrogeologia, águas subterrâneas, bacia sedimentar cenozóica do Tejo, aquífero.

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO

O abastecimento da água à cidade de Lisboa é da responsabilidade da EPAL – Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A.

Atualmente, a água para Lisboa, bem como para os concelhos limítrofes, é transportada através de três subsistemas: Aqueduto do Alviela, Aqueduto do Tejo e subsistema de Castelo do Bode. Atualmente o volume de água subterrânea captada é muito baixo relativamente ao total.

Além do abastecimento da cidade de Lisboa, os três subsistemas servem mais de 25 concelhos da margem norte do rio Tejo, correspondendo a uma área total abastecida de 5292 km².

A rede geral de distribuição em Lisboa tem cerca de 1400 km, é constituída por 15 reservatórios, 9 estações elevatórias e 93 mil ramais de ligação aos prédios.

A população abastecida é de cerca de 564 mil habitantes e ocupa a área aproximada de 83 km².

CONDIÇÕES GEOLÓGICAS E HIDROGEOLÓGICAS

A história das origens do abastecimento de água a Lisboa só se pode entender no contexto da localização da cidade face às massas de água superficial e aos aquíferos. As soluções encontradas para as origens do abastecimento, ao longo dos tempos, dependeram das condições geográficas, geomorfológicas, geológicas e hidrogeológicas das áreas de implantação e periférica da cidade.

Não havendo massas naturais de água potável superficial nas proximidades, no passado, o abastecimento de água a Lisboa dependeu em larga medida de águas subterrânea, cujos recursos locais também eram limitados e obrigou à procura de novas origens, primeiro na envolvente da cidade e depois muito para além dos seus limites.

A área atual da cidade e do concelho de Lisboa localiza-se em duas das zonas morfo-tectónicas de Portugal Continental: a Orla Sedimentar Mesocenozóica Ocidental e a Bacia Sedimentar Cenozóica do Tejo.

As formações geológicas no concelho de Lisboa por terem representação espacial limitada e/ou permeabilidade baixa a muito baixa não foram incluídas nos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental, conforme classificação do INAG (Almeida et al., 2000 e SNIRH, <http://snirh.inag.pt>). No entanto, pode-se fazer uma distinção entre as formações de Benfca e o Complexo Vulcânico de Lisboa que são de permeabilidade baixa a muito baixa e as formações sedimentares do Cretácico, do Miocénico e das aluviões mais permeáveis.

Desde a fundação até ao final do século XVIII, a população utilizava a água das nascentes, poços, chafarizes e cisternas localizados no perímetro urbano.

O aumento da população – o número provável habitantes em 1755 era de 250.000, Romariz (2006) - foi tornando estes recursos insuficientes para garantir o abastecimento público mesmo tendo em conta o baixo consumo *per capita* daqueles tempos. Chegados ao reinado de D. João V coube a este monarca decidir sobre a

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

resolução do problema através de alvará, em 1731.

A ERA DO AQUEDUTO DAS ÁGUAS LIVRES E A ERA DO CANAL DO ALVIELA

Tendo em conta o enquadramento hidrogeológico e a relativa proximidade a Lisboa da região de Caneças e Belas é com naturalidade que a solução escolhida para a nova origem de água, a partir do segundo cartel do século XVIII aos meados do século seguinte, fosse a adução da água das formações do Cretácico de Caneças, Belas e Salgueiro Grande. Este avanço permitiu que a água começasse a ser tirada dos chafarizes distribuídos por toda a área da cidade (Pinto, 1989 designou estes tempos como a *era do aqueduto das Águas Livres*)

A partir do reinado de D. Pedro V e com a criação das companhias concessionárias, inaugura-se a época da distribuição por encanamentos que levam a água diretamente ao domicílio do consumidor, ao mesmo tempo que surge a necessidade de ir captar aos Olhos d'Água do rio Alviela, a cerca de 120 km de distância, um muito maior caudal (*era do canal do Alviela*).

Com a construção do Canal do Alviela, iniciou-se a importação de água de origem subterrânea de regiões progressivamente mais afastadas e de grandes massas de água superficial como o rio Tejo e a albufeira de Castelo do Bode.

A nascente do Alviela está localizada perto do limite sul do maciço Maciço Calcário Estremenho (MCE) na zona de contacto com rochas menos permeáveis do Cretácico e do Terciário. Junto à nascente aflora um bloco de calcários do Dogger, cavalgando para SE as formações oligocénicas e miocénicas. Este bloco é atravessado por um estreito canhão da ribeira dos Amiais e pelo curso subterrâneo desta ribeira.

Os Olhos d'Água são a nascente mais importante de todo o MCE. O seu caudal de ponta ultrapassa 1 hm³/dia e o caudal de estiagem raramente desce abaixo dos 30.000 m³/dia (Paradela e Zbyszewski, 1971). A descarga anual média é de 120 hm³/ano.

A ERA DOS FUROS

Com a outorga de contrato em 31 de Dezembro de 1932, inicia-se o aproveitamento, primeiro, das águas aluvionares do vale do Tejo e, depois, das próprias águas superficiais deste rio, o que obriga à construção de um novo adutor, com cerca de 60 km de comprimento (*era do canal Tejo*) (Pinto, 1989).

A captação nas aluviões seria uma alternativa suplementar à captação de água das nascentes que ficaria esgotada com o aproveitamento, através de furos, das nascentes de Ota e Alenquer onde a água brotava de calcários do Jurássico superior.

Seguiu-se, assim, uma nova era na qual os avanços das tecnologias da perfuração permitiram a captação de água em grande profundidade nas formações terciárias da bacia do Tejo (foi a *era dos furos* que visavam complementar a água da captação no rio Tejo, em Valada, e da nascente do Alviela).

Os primeiros trabalhos de pesquisa e captação de água subterrânea visaram o aproveitamento da água das aluviões do Vale do Tejo e tiveram início no Carregado em 1936 (Pinto, 1972) e estenderam-se a seguir, para montante, à Quinta do Campo, Espadanal e Valada, onde ficaram concluídos em 1945.

Dos trabalhos realizados da década de 1930 apenas existe, a primeira captação a ser construída na Quinta do Campo: um poço de grande diâmetro interior (4,26 m) que foi previsto ser exatamente do tipo Ranney. Surgiram certos percalços e depararam-se dificuldades de tal ordem, que obrigaram à alteração profunda do que havia sido projetado e acabou por ser construído um poço Hebard.

Nesta fase inicial de pesquisa e captação nas aluviões da margem direita do Tejo desenvolveu grande atividade a empresa alemã J. Keller (JK).

Em 1934, foi autorizada a utilização das emergências de água dos calcários jurássicos da zona de Alenquer, com a finalidade de dominar rapidamente a crise de água que se tinha instalado na zona de Lisboa.

Os primeiros furos de pesquisa e captação nos calcários de Ota e Alenquer, em 1944/45, foram orientados pelo Prof. E. Fleury e realizados pela empresa Teixeira Duarte (TD).

No final da década de 1950 e início da seguinte, a empresa A. Cavaco (AC) construiu as captações que ainda estão em funcionamento e substituíram as realizadas na década de 1940.

Na década de 1950, a Empresa Teixeira Duarte executou vários furos, que não ultrapassaram os 200 metros de

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

profundidade, na área da Lezíria Grande num sector que inclui o local onde posteriormente se construiu o campo de captações Lezíria I. Os poços foram construídos no interior de recintos próprios afastados entre si cerca de 500 metros. Após largas dezenas de anos sem exploração, os poços foram eliminados, mantendo a EPAL a propriedade dos recintos, dos acessos e da conduta elevatória.

A partir de 1969, a empresa A. Cavaco, foi responsável pela conceção e construção dos campos de captações da Lezíria de Vila Franca de Xira.

No final do ano de 1965, a Companhia das Águas de Lisboa (CAL), que antecedeu a EPAL, equacionou a possibilidade de recorrer a águas subterrâneas mais profundas na margem direita do Tejo. Para isso, contribuiu o conhecimento entretanto adquirido através de sondagens na região de Almeirim-Santarém que reconheceram camadas do Terciário com muito interesse hidrogeológico.

O programa de pesquisa elaborado para a CAL foi executado em 1966/67 pela empresa A. Cavaco. Desenvolveu-se numa faixa de terreno com perto de 30 km de comprimento e cerca de 5 km de largura ao longo do Vale do Tejo, entre Carregado e Santarém. Foram executados 9 furos: 5 de pesquisa, 2 de ensaio e 2 de observação. O estudo de prospeção e a caracterização hidrogeológica teve como sequência, em 1970/72, a construção de 4 furos de captação, três em Valada I e um no Espadanal

Após os trabalhos de pesquisa profunda do Miocénico na margem direita do Tejo e perante a necessidade de novo reforço do abastecimento de água a Lisboa procedeu-se à execução de um plano de pesquisa do Terciário profundo na Lezíria de Vila Franca de Xira que decorreu entre 1971 e 1973.

Seguiu-se, até 1980, a construção do campo de captações da Lezíria II, constituído por cinco grupos de duas captações (GI a GV) cada um dos quais inclui um furo que capta até profundidades de cerca de 250 metros (série 250) e outro que capta abaixo desta profundidade até cerca de 500 m (série 500).

Em 1980, construíram-se as duas captações do grupo VI (GVI) e em 1984, as do grupo VII (GVII), de Lezíria III. As captações destes grupos são mais profundas que as de Lezíria II (máximos de 339 metros na série 250 e de 632 metros na série 500).

Em 1985, o conjunto da água subterrânea (nascentes e furos) era 51 % do total de água que abastecia Lisboa; os outros 49% vinham da captação no rio Tejo em Valada do Ribatejo.

A ERA DA CAPTAÇÃO E DO ADUTOR DE CASTELO DO BODE

A entrada em funcionamento do subsistema de Castelo do Bode em 1987, associado com mudanças estratégicas na estrutura de negócios da EPAL, reduziu progressivamente a importância das águas subterrâneas como origem do sistema de abastecimento da EPAL, nomeadamente à cidade de Lisboa, e privilegia as origens de águas superficiais (Castelo do Bode e Valada Tejo). Inicia-se uma nova era em que a Empresa Pública das Águas Livres (EPAL), sucessora de uma série de entidades, entre as quais avulta a Companhia das Águas de Lisboa, passou a não só a abastecer a cidade de Lisboa como também a fornecer água a uma área crescente em seu redor que atualmente vai até Fátima (*era da captação e do adutor de Castelo do Bode*).

CONCLUSÕES E MODELO DE FLUXO DO SISTEMA AQUÍFERO DA BACIA CENOZÓICA DO TEJO

Muitos dos trabalhos referenciados, de grande valia técnica e científica, contribuíram para a elaboração do modelo conceptual na Bacia Sedimentar Cenozóica do Tejo e par o conhecimento dos sistemas aquíferos.

Este modelo é relativamente simples e inclui dois subsistemas aquíferos que têm por suporte: (1) as aluviões e (2) as formações terciárias.

O sistema aquífero aluvionar é aquífero livre e semiconfinado, com permeabilidade intersticial e pela sua posição e características apresenta elevada vulnerabilidade e risco à poluição no sector a montante de Valada. Devido à conexão hidráulica, o rio Tejo provoca efeitos hidrodinâmicos no sistema aluvionar e condiciona a qualidade da sua água.

A transmissividade deste aquífero é de 600 a 1400 m²/dia nos níveis superiores e de 1200 a 2800 m²/dia na camada constituída por areias com seixos e calhaus.

O sistema aquífero terciário corresponde a um aquífero multicamada, confinado/semiconfinado e com permeabilidade intersticial. Em condições naturais apresentava forte artesianismo repuxante nas áreas baixas.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

No sistema aquífero terciário é possível individualizar vários tipos de escoamentos e áreas hidrogeologicamente diferenciadas.

Em regime natural, o escoamento tinha uma componente transversal, das "terras altas" marginais em direção ao Tejo, onde descarregava nas aluviões, por drenância ascendente, e uma componente longitudinal em direção ao Oceano Atlântico. Na zona central da bacia, o potencial hidráulico no sistema aquífero terciário era superior ao do aquífero aluvionar sobrejacente, estava acima da superfície do terreno e aumentava com a profundidade.

No sistema aquífero terciário podem-se considerar escoamentos locais, isto é, escoamentos pouco extensos cujas áreas de descarga são as linhas de água que o atravessam e as de recarga são os interflúvios. Trata-se de escoamentos onde predominam os sentidos de fluxo descendentes e laterais.

Por oposição aos escoamentos anteriores, existem os escoamentos extensos e profundos, com circulação à escala da bacia, onde se podem individualizar muito bem três áreas ou zonas de escoamento: a recarga onde o fluxo é descendente, a intermédia ou de transferência e a de descarga com fluxos ascensionais, que corresponde às áreas adjacentes ao grande eixo drenante (rio Tejo) e ao nível de base da bacia hidrográfica (nível médio no Oceano Atlântico). A terceira classe corresponde a escoamentos intermédios, que podem incluir uma ou mais bacias dos tributários principais.

Este modelo conceptual e geral de escoamento é suportado por observações de níveis piezométricos na parte central da bacia, na fase inicial da exploração do sistema. Na Lezíria de Vila Franca de Xira, em regime natural, o potencial hidráulico no sistema terciário era superior ao do aquífero aluvionar sobrejacente e aumentava com a profundidade.

Existe variabilidade hidrodinâmica lateral e vertical no sistema aquífero terciário. Em Lezíria II, em média, o conjunto de camadas captadas pelos furos da série 250 (unidade arenítico-argilosa) possui transmissividade superior ($T_{250}=2,1 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$) à do conjunto captado pelos furos da série 500 predominantemente na unidade calco-margosa ($T_{500}=1,4 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$). Às camadas correspondentes à espessura total do aquífero Terciário é atribuído o valor médio de $T=3,6 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. Para o valor de coeficiente de armazenamento é proposto como valor médio $S=2,2 \times 10^{-3}$ ($S_{250}=1,6 \times 10^{-3}$ e $S_{500}=5,9 \times 10^{-4}$).

A interpretação de ensaios de caudal evidenciou a existência de limites impermeáveis ou pouco permeáveis próximo dos grupos GII e GV de Lezíria II. Tais limites podem ser devidos a variação de fácies litológica lateral ou a existência de falhas.

Na margem direita do Tejo, entre Santarém e Carregado, por intermédio da interpretação de ensaios realizados em furos profundos da EPAL obtiveram-se valores de transmissividade entre $1,05 \times 10^{-3}$ e $1,9 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$.

Atualmente, devido à exploração do sistema aquífero terciário, em muitas áreas da bacia, o sentido do fluxo está invertido, nomeadamente na parte central, onde o potencial hidráulico no sistema aluvionar é superior ao potencial hidráulico na parte superior do sistema aquífero terciário.

A água dos vários escoamentos interage com diferentes tipos litológicos da bacia sedimentar sob condições de pressão, temperatura, tempo de contacto e estados de saturação variáveis que explicam a evolução das características físico-químicas da água ao longo dos escoamentos.

BIBLIOGRAFIA

- Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M.R. & Gomes, A.J. (2000) - Sistemas aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia da Fac. Ciências Univ. Lisboa; Instituto da Água, vol III.
- Paradela, P.L., Zbyszewski, G., 1971 – Hidrogeologia Geral do Centro e Sul de Portugal. Lisboa, Direcção Geral de Geologia e Minas e Serviços Geológicos de Portugal, I Congresso Hispano-Luso-Americano de Geologia Económica, pp. 123.
- Pinto, L.L. (1989) - História do abastecimento de água à região de Lisboa. Imprensa Nacional –Casa da Moeda; EPAL - Empresa Pública das Águas Livres, Lisboa, 316 pp.
- Romariz, C. (2006) – A água na história de Lisboa *in* Paisagens geológicas de Portugal (DVD-nº2).

AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NOS PLANOS DE GESTÃO DAS REGIÕES HIDROGRÁFICAS. PRESENTE E FUTURO: ALGUMAS REFLEXÕES

Manuel OLIVEIRA DA SILVA

Departamento de Geologia da FCUL, Prof. Cat. Aposentado, m.oliveira@hidromais.pt

RESUMO

Os Planos de Gestão dos Recursos Hídricos estão em fase de conclusão (aguardam publicação) e apenas o plano da Região Autónoma da Madeira está em elaboração. Neste ciclo de planeamento verificou-se um enquadramento legal, materializado pela Lei nº 58/2005 (Lei da Água), pelo dec.-lei 208/2008 e pela Portaria 1284/2009.

A Lei da Água que transpõe, para a ordem jurídica nacional, a Directiva-Quadro da Água (2000/60/CE), estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável dos recursos hídricos e consagra um conjunto de princípios, que foram tidos em conta no novo ciclo de planeamento, nomeadamente: Bacia Hidrográfica como Unidade de Gestão; Define Objectivos Ambientais; Caracteriza os Planos de Bacia Hidrográfica; Classifica os Estados Qualitativo e Quantitativo; Promove a Participação Pública; Estabelece um Calendário para os Objectivos. Por sua vez o decreto-lei 208/2008 que transpõe, para a ordem jurídica nacional, a Directiva n.º 2006/118/CE, (Directiva para as Águas Subterrâneas) estabelece um conjunto de princípios, nomeadamente: Avaliação do Bom Estado Químico; Estabelecimento dos “Limiares”, Nacional, Regional e Local; Avaliação do Bom Estado Quantitativo; Critérios para Inversão de “Tendências”; Programa de Medidas; Revisão dos Planos de 6 em 6 anos. A Portaria 1284/2009 regulamenta o n.º 2 do artigo 29.º da Lei da Água, no que concerne ao planeamento dos recursos hídricos, e estabelece o conteúdo dos planos de gestão de bacia hidrográfica.

Com este novo enquadramento legal podemos considerar que foi reconhecida e consolidada a importância das águas subterrâneas, pelo que representam, para os diferentes usos consumptivos que, como se sabe, é de cerca de 48% no território continental, de 70% na Região Autónoma da Madeira e de 99% na Região Autónoma dos Açores.

Da análise que fazemos, dos diferentes planos, podemos considerar que existem ganhos consideráveis, em relação ao anterior ciclo de planeamento, quer em termos quantitativos quer em termos qualitativos o que, do nosso ponto de vista, corresponde à possibilidade de utilização de bases de dados muito mais completas, da quantidade e do tipo de dados que foram usados, de forma geral, em todos os planos. Também não se deve esquecer que, passada uma década em relação ao primeiro ciclo de planeamento, muitos foram os contributos provenientes de Unidades de Investigação e de estudos realizados por diferentes Entidades Gestoras.

Os conteúdos desses planos estão disponíveis para consulta pública e por isso a generalidade dos cidadãos pode conhecer, com mais ou menos detalhe, o estado actual de conhecimentos dos recursos hídricos, no geral, e das águas subterrâneas, em particular.

Dado que, por imposição legal, se aproxima o novo ciclo de planeamento e porque já existe um despacho (nº 2228/2013 de 07 Fevereiro) do Secretário de Estado do Ambiente e do Ordenamento do Território, gostaríamos de partilhar algumas reflexões sobre conteúdos dos planos que, em nossa opinião, devem merecer a atenção da comunidade técnico-científica.

Um primeiro aspecto, que nos parece deva ser considerado, refere-se a - Geologia, Geomorfologia e Hidrogeologia.

A caracterização a desenvolver deve privilegiar as litologias e a geometria das formações, com ênfase especial nas espessuras (camadas, de alteração...), na fraturação, nas descontinuidades e nos limites das massas de água. Deve ser feito um esforço no sentido de se caracterizar a três dimensões, cada um dos sistemas aquíferos, incorporando e interpretando os muitos “logs” de sondagem existentes, o que representaria um avanço significativo e decisivo para a modelação dos sistemas aquíferos e também para podermos avaliar o que são reservas e o que são recursos. Devem ser revistas as massas de água, na medida em que, aquelas que não correspondem aos sistemas aquíferos, por vezes não são fáceis de tratar pela grande heterogeneidade, extensão e pelas descontinuidades que apresentam. Convém lembrar que, por imposição legal, a sua caracterização segue os mesmos passos que para os sistemas aquíferos.

9º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Campus de Caparica, 7 e 8 de Março de 2013 | Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Também não se compreende porque razão as Águas Minerais Naturais e Águas de Nascente não são tratadas nos Planos de Gestão de Recursos Hídricos. Sabemos que, a estes recursos, se aplicam regimes especiais contudo entendemos que do ponto de vista técnico-científico devem ser incorporadas nos planos.

Um outro aspeto que nos parece deva ser objeto de reflexão no sentido de se convergir para metodologias mais robustas é a questão das necessidades/disponibilidades de água. A forma como se calculam as necessidades para agricultura requer a utilização de dados por vezes muito afastados no tempo. Por outro lado, muitas vezes, recorre-se a balanços para determinar as dotações para a rega, o que pode estar completamente desligado da realidade em que os consumos unitários podem variar mais de 100% de acordo com o tipo de cultura e de regadio.

As disponibilidades em água são obtidas em balanços recorrendo a diferentes modelos, balanços químicos e por vezes assumem-se valores de percentagem da precipitação média.

Sendo este um aspeto crucial para a gestão dos recursos hídricos parece-nos óbvio que devem ser feitos esforços para que se comecem a ter valores mais coerentes. Deixava aqui a ideia de que talvez fosse interessante dispor de uma bacia experimental para se poder calibrar as diferentes componentes do ciclo hidrológico.

Na mesma linha de preocupações considera-se o cálculo das pressões significativas. Embora se possa considerar diferente, caso se trate de poluições tóxicas ou difusas, as nossas preocupações centram-se nos dados utilizados e na sua referenciação que é geralmente por divisão administrativa (concelho, freguesia) o que em termos de sistema aquífero pode fazer toda a diferença. Por fim verificamos que os dados finais são apresentados por sub-bacia o que coloca igualmente questões de compatibilização entre águas superficiais e subterrâneas não sendo difícil encontrar situações em que possa haver duplicações de utilização das pressões calculadas.

Por último referimo-nos às redes de monitorização nos seus variados tipos: vigilância, operacional, substâncias perigosas, etc. É com base nas séries de dados piezométricos e de qualidade que se faz a avaliação dos estados quantitativo e químico de cada massa de água. Também com base nesses dados se podem definir “limiares” e avaliar “tendências” que são de extraordinária importância para definir as medidas a tomar. Contudo pouco se conhece das características dessas redes que, até podem cumprir critérios de representatividade espacial mas os dados registados podem não ser representativos. Conhecem-se situações em que os níveis piezométricos registados em piezómetros situados a curta distância, um apresenta tendência de subida e o outro tendência de descida.

Consideramos que é urgente fazer uma análise criteriosa das características técnicas de todos os pontos das redes para que possamos ter séries de dados cada vez mais fíaveis e assim podermos consolidar a importância das Águas Subterrâneas que representam “as massas de água doce mais sensíveis e importantes da União Europeia” tal como está reconhecido na Directiva para as Águas Subterrâneas.