

MODELAÇÃO DA RECARGA DO AQUIFERO LIVRE MIOCÉNICO DA BACIA DE ALVALADE E IMPLICAÇÕES AO NÍVEL DA CONTAMINAÇÃO AGRÍCOLA (UM CASO DE ESTUDO NA INFRA-ESTRUTURA 12 – BLOCO DE REGA DE CANHESTROS/FERREIRA DO ALENTEJO)

PARALTA, Eduardo A.*; FRANCÉS, Alain P. * & RIBEIRO, Luís F. **

* *Departamento de Hidrogeologia do INETInovação. Estrada da Portela, Ap. 7586, 2720-866 Alfragide, Tel. 351.21.4705400. Email: eduardo.paralta@ineti.pt. / Email: frances.alain@ineti.pt*

** *Engenheiro de Minas. Professor Auxiliar, CVRM-Centro de Geo-sistemas do IST. Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa, Tel. 351.21.841724. Email: nlrib@alfa.ist.utl.pt.*

Resumo

Vários estudos indicam que a intensificação das práticas agrícolas e o regadio intensivo conduzem, a prazo, ao aumento da concentração de sais nas águas subterrâneas, nomeadamente cloretos e nitratos.

Com este trabalho, pretende-se quantificar a recarga aquífera natural e estimar com base em cenários de dotações de fertilizantes e técnicas de irrigação, o volume de sais i.e. nitratos (NO_3^-) ou outros, susceptíveis de atingir o aquífero livre miocénico da Bacia de Alvalade e afectar o sistema ecológico (ribeiras e linhas de água).

A modelação dos eventos de recarga entre 2002 e 2005 indica uma recarga média anual entre 20% a 40% (100-200 mm), normalmente associada apenas a alguns episódios de precipitação acima de 20 mm/dia.

De acordo com o volume de água calculado para recarga, será possível prever a qualidade da água de percolação, em função da dotação de fertilizantes das culturas de Inverno e do azoto residual no solo, e desta forma avaliar o impacto da lixiviação dos agro-químicos no sistema hidrológico local.

Palavras-chave: Recarga; Contaminação agrícola, Nitratos.

1. Introdução

Os estudos de recarga aquífera são fundamentais em Hidrogeologia para estimar o volume de recursos hídricos subterrâneos anualmente renováveis.

De forma muito simples, pode definir-se recarga aquífera como a água que entra na zona saturada (aquífero), preferencialmente a partir da percolação vertical proveniente da zona vadosa, mas que também poderá ter origem no escoamento lateral a partir das fronteiras do sistema.

A correcta avaliação da recarga aquífera é fundamental no cálculo das disponibilidades hídricas para abastecimento público e agricultura. A recarga tem também implicações no balanço hídrico dos sistemas aquíferos e das bacias hidrográficas, ao nível dos caudais ecológicos, em especial nos aquíferos freáticos pouco profundos, com comportamento sazonal efluente sobre as linhas de água e ribeiras.

Do ponto de vista agro-ambiental é importante definir a frequência e magnitude dos eventos de recarga em que o potencial de lixiviação de fertilizantes é maior, no sentido de contribuir para uma gestão mais racional dos agro-químicos e estimar o volume de perdas para as águas subterrâneas.

A área de estudo insere-se no Sistema Aquífero da Bacia de Alvalade (700 km²), e corresponde ao Perímetro de Rega da Infra-estrutura 12 de Alqueva (Bloco de Rega de Canhestros), em Ferreira do Alentejo (Sul de Portugal). Esta infra-estrutura deverá regar uma extensão de 5 800 ha (58 km²) de área agrícola a reconverter de agricultura de sequeiro tradicional para regadio.

A distribuição temporal da recarga tem impacto ao nível das fontes difusas de poluição, em especial nos aquíferos livres subsuperficiais, através da remobilização e lixiviação dos agro-químicos e fertilizantes em excesso no solo até à zona saturada, que se encontra normalmente a pouca profundidade.

Os empreendimentos hidro-agrícolas de grande dimensão susceptíveis de provocar impactes sobre os recursos hídricos subterrâneos carecem de estudos hidrogeológicos apropriados, modelos preditivos e instalação de redes de monitorização apropriadas.

As exigências ambientais da Directiva Quadro da Água (2000/60/EC) e da futura directiva quadro para as águas subterrâneas, conduzirão inevitavelmente à necessidade de implementar um programa de optimização das práticas agrícolas e *Monitorização de Recursos Hídricos* em função da *Vulnerabilidade* dos meios hidrogeológicos em presença, no âmbito do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA).

A agricultura teve um profundo impacte nos volumes e qualidade água disponível para recarga dos aquíferos nas últimas décadas. Em muitas áreas, os principais elementos químicos em solução nas águas de percolação que “alimentam” os aquíferos não confinados (livres ou freáticos) estão relacionados directa ou indirectamente com as práticas agrícolas (Böhlke, 2002).

A irrigação de extensas áreas e a drenagem de outras, alteraram os padrões naturais de circulação subterrânea. A contaminação agrícola das águas de percolação resulta em problemas ecológicos e de saúde pública documentados em todo o mundo (Böhlke, 2002).

Em Portugal são conhecidos vários estudos que revelam contaminação por nitratos (NO₃⁻) generalizada e persistente dos aquíferos mais vulneráveis, em muitos casos acima do valor limite para consumo humano de 50 mg/l (Paralta *et al.*, 2005a; Stigter, 1998; Paralta & Ribeiro, 2003; Paralta *et al.*, 2001).

Outros constituintes inorgânicos que estão presentes na actividade agrícola e ocorrem nas águas são o Cl, K, Ca, Mg e S e ainda vários elementos menores. Em determinadas áreas, as fontes antropogénicas, podem sobrepor-se às origens naturais, num processo contínuo de salinização dos recursos hídricos.

Dada a extensão e complexidade dos problemas associados à contaminação difusa de origem agrícola, têm sido desenvolvidas abordagens multidisciplinares inovadoras:

1. Determinação das assimetrias químicas e isotópicas dos contaminantes principais (Paralta *et al.*, 2005b);
2. Utilização de traçadores ambientais na zona saturada para determinação da taxa de recarga e de transporte de nutrientes à escala temporal;
3. Estudo da interacção entre os contaminantes agrícolas e a hidrogeoquímica natural dos aquíferos.

O principal poluente químico que iremos considerar neste artigo é o nitrato (NO_3^-) por ser o mais abundante, móvel e persistente dos poluentes agrícolas em aquíferos não confinados e pouco profundos.

2. Caracterização do Caso de Estudo

2.1 Climatologia

A análise climática do caso de estudo indica um clima mediterrâneo de características oceânicas. A partir dos registos da estação meteorológica de Ferreira do Alentejo, define-se uma temperatura média anual de 16°C e uma precipitação média de 525 mm/ano. Nesta região podem identificar-se 4 meses secos, entre Junho e Setembro.

Aplicando o método de Thornthwaite-Mather e admitindo uma capacidade de campo de 100 mm obtém-se um índice hídrico de -9.4 (subhúmido seco) e um índice de aridez de 44.8 (déficit de água grande no Verão e Inverno).

2.2 Geologia

Do ponto de vista geológico, a região enquadra-se no prolongamento Sul da Bacia Sedimentar do Sado, também designada Bacia de Alvalade.

A maioria da área definida pelo perímetro de rega corresponde às formações detríticas do Vale do Sado. A geologia dominante pertence à formação do Esbarrondadoiro, de idade Miocénica e às formações Plio-Quaternárias de cobertura, a que correspondem maioritariamente solos de barros e aluviões, solos mediterrâneos calcários e solos hidromórficos.

As litologias presentes são constituídas por conglomerados, margas, calcários gresosos com seixos, calcários margosos, argilas, arenitos e areias, em níveis alternantes. O substrato da bacia é constituído por xistos paleozóicos do complexo vulcano-silicioso, detectados a 200 metros de profundidade numa sondagem realizada em Figueira de Cavaleiros.

A figura 1 indica a localização do perímetro de rega no contexto da bacia sedimentar do Sado e a localização de pontos de água.

2.3 Hidrogeologia

Em termos hidrogeológicos, a área afectada à Infra-estrutura 12 constitui um sistema aquífero poroso complexo, multiaquífero ou multicamada, em que os níveis aquíferos podem ser livres, confinados ou semiconfinados.

Na formação do Esbarrondadoiro as maiores produtividades ocorrem na dependência dos níveis de grés grosseiro e cascalheiras limitadas na base e/ou no topo por níveis impermeáveis argilosos e/ou margosos. Os caudais médios situam-se nos 5 l/s, com caudais de ponta que atingem os 10 l/s. O rendimento das captações definido pelo caudal específico é inferior a 1 l/s/m.

O aquífero freático subsuperficial é captado maioritariamente por poços de pequena profundidade, limitado na base por camadas aquitardas. Tem apenas interesse local, para uso doméstico e agrícola, sendo extremamente vulnerável à contaminação química e

bacteriológica, pela reduzida profundidade do nível freático (na maioria dos locais inferior a 5 metros) e permeabilidade variável da zona vadosa.

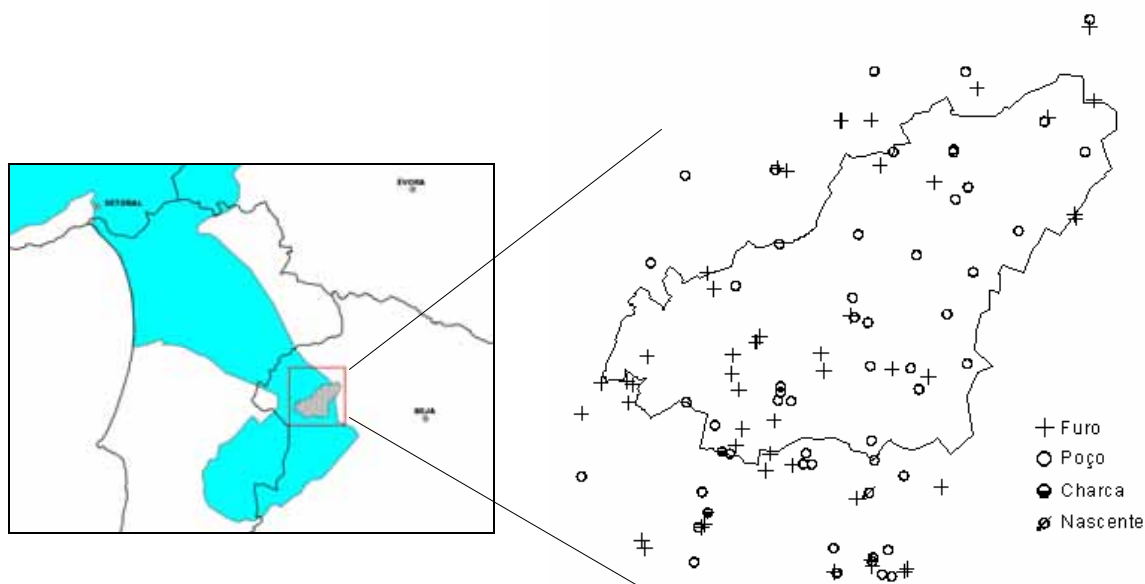


Figura 1 – Localização da Infra-estrutura 12 na bacia sedimentar do Tejo-Sado (sector da Bacia de Alvalade) e mapa de inventário hidrogeológico.

A fácies hidroquímica dominante oscila entre cloretada sódica e cloretada magnésiana, ocorrendo também algumas bicarbonatadas sódicas. Na globalidade, são águas com tendências salobras, com teores elevados de cloretos e reação neutra a levemente alcalina.

Da análise bivariada destaca-se a forte correlação (90%) entre a Condutividade eléctrica e os iões Ca, Mg, Cl e Na. Estas correlações indicam que são estes iões que contribuem essencialmente para a mineralização das águas.

Cálcio	0.05 CE ($\mu\text{S/cm}$) < Ca (mg/L) < 0.08 CE ($\mu\text{S/cm}$)
Sódio	0.09 CE ($\mu\text{S/cm}$) < Na (mg/L) < 0.12 CE ($\mu\text{S/cm}$)
Magnésio	0.03 CE ($\mu\text{S/cm}$) < Mg (mg/L) < 0.04 CE ($\mu\text{S/cm}$)
Cloreto	0.20 CE ($\mu\text{S/cm}$) < Cl (mg/L) < 0.30 CE ($\mu\text{S/cm}$)

Relativamente à aptidão da água para rega, as águas analisadas correspondem maioritariamente às classes C2 e C3 e TAS1 (Norma Riverside, 1953 do U.S. Soil Salinity Laboratory Staff). A maioria das origens excede o VMR para uso agrícola relativamente à CE (1000 $\mu\text{S/cm}$). Desta forma o uso das águas subterrâneas para rega representa um baixo risco de alcalização dos terrenos mas um elevado risco de salinização, potenciado pelo clima quente e seco da região, não sendo aconselhável o seu uso agrícola (Paralta *et al.*, 2002).

A análise das tendências sazonais da qualidade da água subterrânea do aquífero livre subsuperficial, que constitui o sistema mais vulnerável à poluição agrícola, foi realizada a partir da sucessão de registos de Condutividade eléctrica e de teor em Nitrato medidos em 10 campanhas, com frequência aproximadamente trimestral entre Junho de 2001 e Setembro de 2003 (Paralta *et al.*, 2004).

O acompanhamento de 21 pontos de água do aquífero livre ao longo de 2 anos e meio permitiu identificar 8 origens com maior amplitude de variabilidade química sazonal, que corresponderam à passagem do final do semestre húmido para o início do semestre seco, como acontece entre Abril 2002 e Junho 2002 com 30% dos pontos de água com subidas significativas e entre Abril 2003 e Junho 2003 com 20%.

Evidencia-se claramente alguma contaminação difusa (eventualmente pontual) de origem agrícola e doméstica, especialmente no aquífero subsuperficial onde a mediana de NO_3^- varia entre 10 e 53 mg/L e a mediana de K entre 2 e 8 mg/L.

De acordo com diferentes metodologias empíricas e critérios hidrogeológicos, a área do Bloco de Rega de Canhestros, classifica-se, relativamente ao aquífero subsuperficial, como área de vulnerabilidade média a extremamente elevada à poluição agrícola como se constata do Quadro 1 (Paralta *et al.*, 2002).

Quadro 1
Vulnerabilidade do aquífero livre na área do Bloco de Rega de Canhestros.

Avaliação da Vulnerabilidade Aquífera	Referência	Tipo de Índice	Classe Dominante	Classificação
Índice DRASTIC	Aller <i>et al.</i> , 1987	numérico	140 - 160	Vulnerabilidade Média
Índice DRASTIC PESTICIDE	Aller <i>et al.</i> , 1987	numérico	155 - 180	Vulnerabilidade Média
Índice AVI	Van Stempvoort <i>et al.</i> , 1993	numérico	0 -10	Vulnerabilidade Extremamente Elevada
Índice de Susceptibilidade	Francés <i>et al.</i> , 2001	numérico	75% - 85%	Vulnerabilidade Elevada
Critérios Litológicos	EPPNA, 1998	qualitativo	V3	Risco Elevado

2.4 Ocupação Agrícola

Os solos dominantes na Infra-estrutura 12 podem ser agrupados em 4 grandes classes, por ordem decrescente de fertilidade, correspondentes a Barros, Para-Barros e Aluviões (48%), Solos Mediterrâneos e Calcários (27%), Solos Hidromórficos (26%) e Solos de baixa fertilidade (5%).

No que se refere à ocupação agrícola, obtida a partir de dados de Detecção Remota (CNIG/Corine Land-Cover, 1987) e calculada através de SIG, predominavam em 1987 as culturas anuais de sequeiro (nomeadamente a rotação cereal-girassol), contra 5% de regadios e 3% de arrozais.

De acordo com Colaço (2001), as culturas anuais de sequeiro, essencialmente cereais, ocupavam cerca de 468 ha (8% da área do perímetro de rega) e as culturas de regadio cerca de 1273 ha (22% da área do perímetro de rega), em que predominam os cereais de regadio, as oleaginosas e a beterraba. Actualmente, as culturas de regadio ocupam já uma extensão de 35% (1740 ha) da área da Infra-estrutura 12, em que predominam o milho, a beterraba e o girassol.

Admitindo que as dotações médias de azoto por cultura são as representadas no Quadro 2, seriam introduzidos cerca de 222 ton de compostos azotados no sistema agro-ecológico, uma parte do qual será lixiviado, numa primeira fase, para o sistema aquífero subsuperficial e o para os cursos de água.

Alguns autores calcularam perdas por lixiviação em áreas agrícolas na ordem de 20% (Custódio & Llamas 1996; Almeida & Silva, 1987). Vários estudos internacionais indicam

que as taxas de lixiviação do NO_3^- se situam entre 10-50% da aplicação de fertilizante em solos com boa drenagem (Böhlke, 2002). Admitindo este valor de referência, as perdas de Azoto para o sistema hidrológico, sob a forma de nitrato, rondaria as 22 a 111 ton/ano.

Quadro 2 - Ocupação do solo no Perímetro de Rega de Canhestros em 2001 e dotação média em Azoto.

Tipo de Culturas	Área (ha)	Dotação Parcial em Azoto (Kg/ha/ano)	Dotação Total em Azoto (Ton/ano)
Culturas de Sequeiro			
Cereais (Trigo)	305	100	30.5
Oleaginosas	116	0	0
Forragens	21	30	0.6
Leguminosas	14	0	0
Linho	12	0	0
Culturas de Regadio			
Cereais (Trigo)	506	150	75.9
Oleaginosas	224	80	17.9
Beterraba	215	180	38.7
Milho	152	240	36.5
Melão	103	120	12.4
Pimento	30	140	4.2
Tomate	23	150	3.5
Bróculo	14	100	1.4
Linho	6	30	0.2
TOTAL	1 741	1 320	221.7

Nota: Dados de ocupação do solo de Colaço (2001).

Dotações de azoto obtidas nas estruturas agrárias locais

3 Modelação da Recarga Aquífera

Neste trabalho serão utilizadas metodologias semi-empíricas de avaliação da recarga directa ou seja com origem na precipitação e percolação vertical da água através da zona vadosa até à superfície freática, na área do perímetro de rega da Infra-estrutura 12 de Alqueva (Bloco de Rega de Canhestros).

A área de trabalho foi anteriormente objecto de caracterização hidrogeológica e da ocupação agrícola e caracterização dos solos, fundamental para a compreensão da influência da recarga natural como veículo de transporte de sais em áreas de agricultura intensiva.

O modelo EARTH é um modelo de avaliação da recarga aquífera e transporte de humidade no solo e zona vadosa que faz uma combinação dos métodos directos e indirectos de abordagem da recarga. Os métodos indirectos utilizam informação piezométrica como indicadores da recarga efectiva, ou seja, sempre que há variações positivas do nível piezométrico estamos perante um episódio de recarga possível de quantificar, desde que se conheçam alguns parâmetros básicos do sistema hidrogeológico, como o Coeficiente de armazenamento (S), o Coeficiente de recessão CR (período de tempo entre o episódio de precipitação e a resposta do aquífero), a Condutividade hidráulica (K), etc.

As principais atribuições de cada módulo são as seguintes:

- MAXIL (MAXimum Interception Loss) - Estima o superhavit hídrico;

- SOMOS (SOil MOisture Storage) - Calcula o balanço de massa na zona vadosa e determina o fluxo de percolação profunda;
- SUST (SURface STORAGE) - Calcula as perdas por escoamento superficial;
- LINRES (LINEar REServoir routing) - Distribui a percolação calculada no módulo SOMOS em função do tempo para a zona não saturada, entre as raízes das plantas e o nível freático;
- SATFLOW (SATurated FLOW model) – modelo unidimensional para o meio saturado que converte a recarga proveniente do módulo LINRES em oscilação piezométrica, conhecido o Coeficiente de armazenamento e o Coeficiente de recessão.

A formulação matemática do modelo EARTH pode ser consultada em Van der Lee & Gehrels (1990).

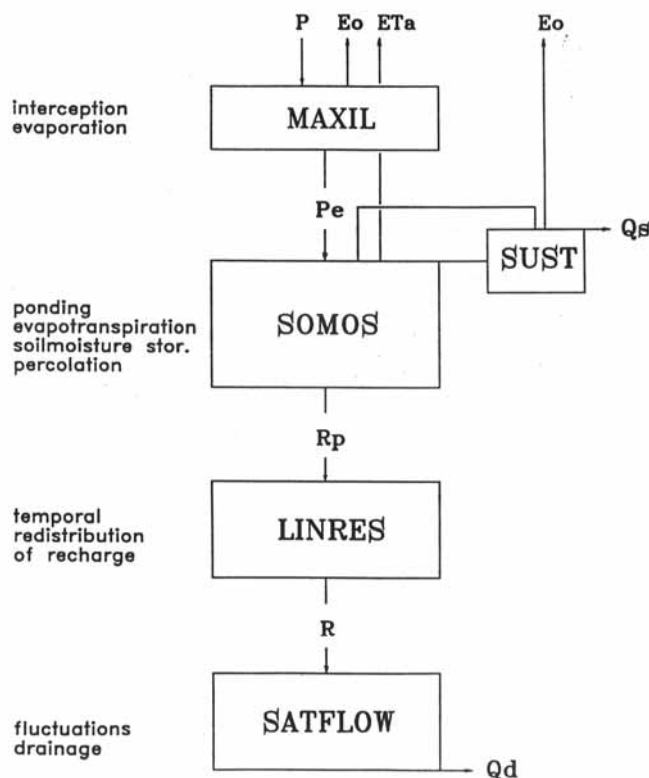


Figura 2 - Fluxograma de funcionamento do modelo numérico de balanço hídrico sequencial diário EARTH.

O modelo EARTH está vocacionado para climas secos com precipitações concentradas e para aquíferos freáticos ou não confinados, com respostas rápidas aos episódios de recarga. Os parâmetros necessários ao funcionamento do modelo, como sejam as propriedades hidráulicas dos solos, precipitação, evapotranspiração, oscilação piezométrica etc foram obtidos entre 2001 e 2005 para a área de estudo com base em trabalhos de campo e registos climáticos do COTR (Beja).

Os parâmetros de entrada do modelo estão descritos no Quadro 3 e as estimativas de recarga com base na calibração das curvas piezométricas de 5 poços entre 2002 e 2005 apresentam-se no Quadro 4.

A figura 3 indica a curva teórica do modelo EARTH ajustada aos dados experimentais e a respectiva precipitação e recarga no período de 2002 a 2005.

Quadro 3 – Parâmetros de calibração do modelo EARTH (2002-2005)

Parâmetros	Mínimo	Máximo
Max soil moisture (mm)	164	579
Residual soil moisture (mm)	15	75
Initial soil moisture (mm)	38	161
Soil moisture at field capacity (mm)	107	251
Maximum surface storage (mm)	100	100
Maximum interception loss (mm)	1.5	1.5
Saturated conductivity (mm/day)	500	500
Unsaturated recession constant	5	15
Number of reservoirs	1	2
Saturated recession constant (day)	100	268
Storage coefficient	0.0288	0.0841

Quadro 4 – Resultados do modelo EARTH (2002-2005)

Período	Piezómetros				
	508 P7	508 P12	519 P5	519 P11	519 P12
Precipitação 2002-2003 (mm)	596				
Recarga 2002-2003 (mm)	214	141	240	109	246
Nº de dias c/ Recarga	257	190	322	183	261
Precipitação 2003-2004 (mm)	448				
Recarga 2003-2004 (mm)	156	84	174	68	109
Nº de dias c/ Recarga	230	177	281	171	188
Precipitação 2004-2005 (mm)	273				
Recarga 2004-2005 (mm)	53	0	47	0	0
Nº de dias c/ Recarga	99	0	164	0	0

4 Discussão dos Resultados

Verifica-se que a recarga obtida no ano hidrológico de 2002-2003 varia entre 18% e 41%. Para os anos hidrológicos de 2003-2004 e 2004-2005 oscilou entre 15% e 39% e 0% a 19%, respectivamente. Os fenómenos de precipitação que originam eventos de recarga aquífera são escassos durante o semestre húmido.

No ano hidrológico de 2002-2003 registaram-se 3 eventos de recarga principais, provocados por precipitações normalmente acima de 30 mm/dia. O 1º evento iniciou-se em meados de Novembro 2002, o 2º em meados de Fevereiro 2003 e o último em meados de Abril 2003, embora a percolação residual calculada pelo modelo se estenda até Junho 2003. Em 2003-2004 registaram-se nos piezómetros monitorizados 2 a 3 eventos de recarga principais. O 1º evento iniciou-se em Outubro e Novembro 2003, associada a intensa precipitação, com vários episódios diários acima de 30 mm. O 2º evento mais importante ocorreu em meados de Fevereiro 2004 associado a 2 dias de precipitação acima 20 mm.

Em 2004-2005 registou-se um ano seco, com precipitação anual de 273 mm. Apenas em 2 piezómetros (508P7 e 519P5) se registaram 2 eventos de recarga, respectivamente em finais de Outubro 2004 e início de Dezembro de 2004, associados episódios pontuais de precipitação acima de 20 mm.

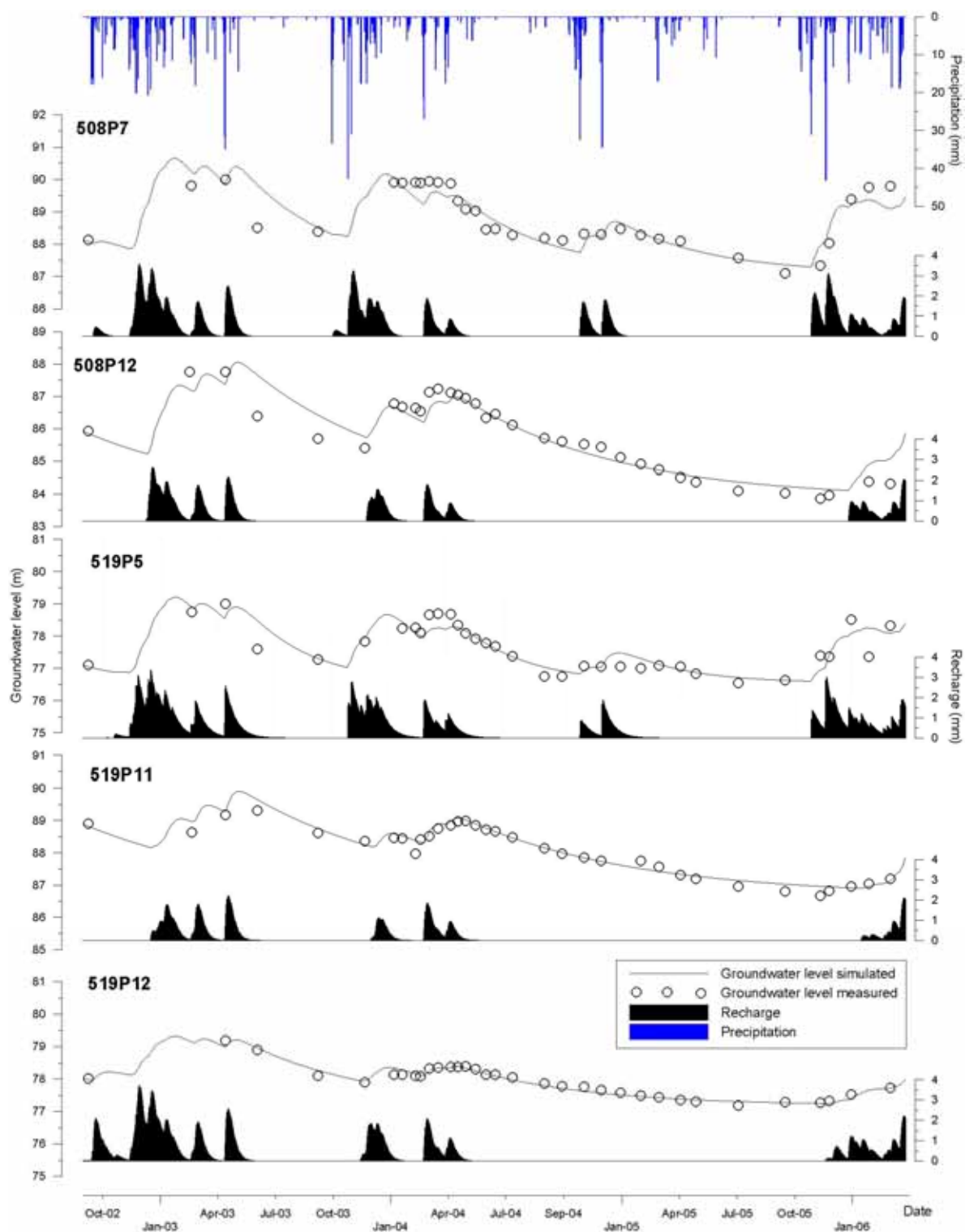


Figura 3 – Curvas de calibração e recarga estimada pelo modelo EARTH em 5 piezómetros.

5 Conclusões

O sistema hidrogeológico dominante na área da Infra-estrutura 12 (Ferreira do Alentejo) corresponde a um sistema multicamada, em que o aquífero livre subsuperficial se apresenta mais vulnerável à contaminação pontual e difusa de origem agrícola.

As práticas de adubação não controladas (aplicação de fertilizantes em quantidades superiores às necessidades das culturas, aplicação em época errada, etc.) provocam a acumulação de compostos azotados no solo. Estes encontram-se sob as formas de ião amónio (NH_4^+), amoníaco (NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), azoto (N_2), óxido de azoto (N_2O) e azoto orgânico (NH_2), num estado de equilíbrio dinâmico.

A extensão e persistência da contaminação difusa depende em larga medida da intensidade e frequência da aplicação de fertilizantes e fitofármacos, tipo de culturas, extensão da área regada, características pedológicas e hidrogeológicas dos terrenos (espessura da zona vadosa, drenagem, etc.), factores climáticos etc.

O factor natural do ciclo hidrológico responsável pela percolação dos contaminantes agrícolas até à zona saturada é a recarga. A área de trabalho foi anteriormente objecto de caracterização hidrogeológica e da ocupação agrícola e caracterização dos solos, fundamental para a compreensão da influência da recarga natural como veículo de transporte de sais em áreas de agricultura intensiva.

A avaliação das condições hidrogeológicas, e em especial da recarga aquífera, sob a forma de modelos em tempo real, permite determinar com razoável previsão o volume de água que entra no aquífero e desta forma estimar com base nos usos do solo e das práticas agrícolas, o teor em agro-químicos lixiviados associados aos eventos mais importantes de recarga.

Será possível prever a qualidade da água de recarga, em função da dotação de fertilizantes das culturas de Inverno e do azoto residual no solo, e desta forma avaliar o impacte que a lixiviação dos agro-químicos terá no sistema hidrológico local.

De acordo com o modelo EARTH, a recarga do aquífero livre Miocénico da Bacia de Alvalade (700 km^2) deverá situar-se entre 20% a 40% da precipitação em ano médio ou seja, entre 105 e 210 mm/ano, de acordo com as características naturais do terreno e da ocupação do solo. Será importante considerar que, em função do regime torrencial da precipitação, os eventos principais de recarga são escassos e estão associados a precipitação pontual normalmente acima de 20 mm.

Os resultados obtidos da modelação da recarga para a Infra-estrutura 12 são extensíveis à generalidade do sistema aquífero da bacia de Alvalade, que é maioritariamente constituído por formações detríticas paleogénicas e miocénicas greso-argilosas.

Para a prevenção dos potenciais impactes relacionados com a poluição difusa deverá ser implementado um programa especial de sensibilização e acompanhamento dos agricultores no sentido da aplicação efectiva do Código de Boas Práticas Agrícolas, para além de um programa de monitorização da qualidade da água subterrânea, de acordo com as directivas europeias no domínio da água.

Agradecimentos

Os autores manifestam o seu agradecimento à EDIA (Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas de Alqueva) pela disponibilização de informação essencial ao sucesso dos trabalhos de investigação hidrogeológica. Os agradecimentos são extensíveis aos técnicos do COTR (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio) pela cedência de dados agro-meteorológicos.

Bibliografia

- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H. & Petty, R. J. (1987) - *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic settings*. U.S. EPA Report 600/2-85/018.
- Almeida, C. & Silva, M. L. (1987) - *Incidence of agriculture on water quality at Campina de Faro (south Portugal)*. IV Simposio de Hidrogeología de la Asociación Española de Hidrología Subterránea, Palma de Mallorca, 5 a 9 de Octubre de 1987.
- Böhlke, J.K. (2002) - *Groundwater recharge and agricultural contamination*. Hydrogeology Journal, Vol. 10, pp. 153-179.
- Colaço, A. M. (2001) – *Contribuição para a Avaliação do Estado da Rega na Zona de Infra-estrutura 12*. Relatório de Projecto, 2001.
- Custódio, E & Llamas, M. R. (1996) - *Hidrologia subterranea*, 2ª edição, Tomo I e II, ediciones Omega, Barcelona, 2350 pp.
- EPPNA (1998) - *Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a Imprimir em Papel*. Equipa de Projecto do Plano Nacional da Água, versão de Outubro de 1998, 29 pp., Lisboa.
- Francés, A., Paralta, E., Fernandes, J. & Ribeiro, L. (2001) - *Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agriculture pollution: the susceptibility index*. 3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, IAH/Unesco, 9 pp., Lisbon.
- Gouveia, M. L.; Sousa, A.; Ramalho, A. & Paralta, E. (2004) - *Nitratos nas Águas de Consumo do Distrito de Beja – A investigação multidisciplinar em Saúde Pública como instrumento operativo da melhoria da qualidade da água de consumo – O paradigma dos Nitratos*. 8ª Conferência Nacional do Ambiente, Centro Cultural de Belém, Lisboa 27-29 de Outubro de 2004, 15 pp.
- IGME (1985) - *Calidad y Contaminación de las Aguas Subterráneas en España*. Informe de Sintesis.
- INAG (2000) – *Sistemas Aquíferos de Portugal Continental*. Coord. Almeida C., INAG, Lisboa, 2000.
- MADRP (1997): *Código de Boas Práticas Agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola*. Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas, Lisboa.
- Paralta, E.; Francés A. & Ribeiro, L. (2005a) – *Avaliação da Vulnerabilidade do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja e Análise Crítica das Redes de Monitorização no Contexto da Directiva Quadro da Água*. Actas/CD do VII Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa (SILUSBA), Évora, 30 de Maio a 2 de Junho de 2005, 16 pp.
- Paralta, E.; Fernandes, R.; Carreira, P. & Ribeiro, L. (2005b) - *Assessing the impacts of agriculture on groundwater quality using nitrogen isotopes – preliminary results on the “Gabbros of Beja” Aquifer System (South Portugal)*. 2nd Workshop of the Iberian Regional Working Group on Hardrock Hydrogeology, 18-21 May, Évora, Portugal, 14 pp.
- Paralta, E & Oliveira, M. (2005) - *Assessing and modelling hard rock aquifer recharge based on complementary methodologies - A case study in the “Gabbros of Beja” Aquifer System (South Portugal)*. 2nd Workshop of the Iberian Regional Working Group on Hardrock Hydrogeology, 18-21 May, Évora, Portugal, 15 pp.
- Paralta, E.; Francés, A.; Nunes, L & Ribeiro, L. (2004) - *Optimização de Redes de Monitorização de Águas Subterrâneas em Áreas Agrícolas – Um Caso de Estudo no Bloco de Rega de Canhestros (Sistema de Rega de Alqueva)*. Actas/CD do 7º Congresso da Água, Lisboa, 8-12 de Março de 2004, 16 pp.
- Paralta, E. & Ribeiro, L. (2003) - *Monitorização e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico na Região de Beja – Resultados, Conclusões e Recomendações*. Publicações do Seminário sobre Águas Subterrâneas. APRH / LNEC, Lisboa, 27-28 de Fevereiro de 2003, Lisboa, 30 pp.
- Paralta, E., Francés, A. & Sarmiento P. (2002) - *Caracterização Hidrogeológica e Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição Agrícola do Aquífero Mio-Pliocénico da Região de Canhestros (Alentejo)*. Actas do 6º Congresso da Água, Porto, 16 pp.

Paralta, E., Oliveira, M. M., Batista, S. B., Francés, A., Ribeiro, L. F. & Cerejeira, M. J. (2001) – *Aplicação de SIG na Avaliação da Vulnerabilidade Aquífera e Cartografia da Contaminação Agrícola por Pesticidas e Nitratos na Região do Ribatejo*. Publicações do Seminário “A Hidroinformática em Portugal”, LNEC, Lisboa, 2001, 16 pp.

Stigter, T. Y., Van Ooijen, S. P., Post, V. E., Appelo, C. A., & Dill, A. C. (1998) - *A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal*. Journal of Hydrology, 208, pp. 262-279.

Van der Lee & Gehrels, J. C. (1990) – *Modelling Aquifer Recharge. Introduction to the Lumped Parameter Model EARTH*. Hydrological Report, Free University of Amsterdam. The Netherlands, 1990, 30 pp.

Van Stempvoort, Ewert, L. & Wassenaar, L. (1993): *Aquifer Vulnerability Index: GIS-Compatible Method for Groundwater Vulnerability Mapping*, Canadian Water Resources, vol. 18, nº1.

2000/60/EC: *Directiva Quadro da Água*. JOC L 327 de 22 de Dezembro de 2000. Comissão Europeia, Bruxelas.