

## Modelação do fluxo e concentração de Nitratos de origem agrícola em Aquíferos

### Modelling of flow and concentration of agricultural origin Nitrates in Aquifers

D. Lopes<sup>1</sup>, A. Perdigão<sup>2</sup>, J. Rocha<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Universidade de Lisboa, Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Edifício IGOT, Rua Branca Edmée Marques, 1600-276 Lisboa

<sup>2</sup>Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, Av. Afonso Costa, 3, 1949-002 Lisboa

\*jorge.rocha@campus.ul.pt

**Palavras-chave:** Águas subterrâneas, Nitratos, Vulnerabilidade, Modelação, Lei de Darcy, Sistemas de Informação Geográfica

**Key-words:** Groundwater, Nitrates, Vulnerability, Modelling, Darcy Law, Geographic Information Systems

### RESUMO

O presente artigo centra-se na avaliação da vulnerabilidade superficial e subterrânea à contaminação da água subterrânea por nitratos provenientes de atividades agrícolas na zona vulnerável a nitratos do Tejo, através de modelos subjetivos indexados e modelos baseados em processos. A zona vulnerável a nitratos do Tejo encontra-se numa região em que a prática agrícola é intensiva e onde se localiza o maior sistema aquífero de Portugal continental que contribui com os seus recursos hídricos para o abastecimento urbano, industrial e agrícola da região.

### INTRODUÇÃO

A presença de nitratos na água subterrânea é uma das formas de contaminação mais comuns, a sua presença ligada à agricultura intensiva e à aplicação excessiva de fertilizantes de base azotadas no solo. A acumulação de nitratos afeta os aquíferos pelo estado de eutrofização das águas e é prejudicial à saúde humana.

Para avaliar a contaminação aplicam-se modelos que permitem estimar qual o grau de vulnerabilidade à contaminação. Os mapas de vulnerabilidade depois de analisados permitem informar as estruturas de planeamento e ordenamento quer no sentido de uso sustentável de água subterrânea quer no sentido de implementação de atividades. Estes mapas podem ser elaborados em ambiente SIG uma vez que este permite a recolha de dados espaciais e ao mesmo tempo a integração e agregação de dados, e a análise espacial.

A vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas é, na maioria das vezes, aferida com base na análise de processos superficiais. No entanto, esta abordagem, per si, é redutora dos processos que determinam a concentração de poluentes. O presente artigo tem como objetivo modelar o fluxo e concentração de Nitratos em águas subterrâneas. A região escolhida para o estudo corresponde à zona vulnerável a nitratos do Tejo (Figura 1a), umas das nove zonas vulneráveis a nitratos de Portugal continental inserida numa área com cerca de 240.000 hectares, integrada na unidade hidrogeológica da bacia do Tejo

-Sado. A área em estudo ocupa parcialmente 20 municípios dos distritos de Lisboa, Santarém e Setúbal.

Os primeiros passos na modelação de fluxo de águas subterrâneas são determinar a velocidade de escoamento e a sua direção. Para tal foi calculada a porosidade de acordo com a textura do solo e segundo os parâmetros definidos por Rawls et al. (1982). Foi utilizado o volume residual para verificar a consistência dos dados, i.e., valores consistentes correspondem a máximos e mínimos próximos de zero. Apesar do resultado ser satisfatório, devido ao facto de derivar da carta de solos verificou-se a ausência de informação nas áreas correspondentes à 'Área Social'. Assim, a porosidade foi obtida através dos meios geológicos segundo Marsily (1986). Os valores apresentaram uma consistência ainda maior e com a vantagem de cobrirem toda a área de estudo.

A direção (Figura 1b) e magnitude de fluxo (Figura 2a) são obtidos através dos vetores de fluxo. Neste cálculo, para além da porosidade, foram utilizados: i) o nível freático; ii) a espessura do solo; iii) a transmissividade. Os vetores de fluxo

$(V_{xy})$  para cada célula são estimados a partir do rácio entre a média aritmética do fluxo do aquífero da célula  $(i, j)$  para a célula  $(i+1, j)$  e o produto da porosidade  $(n_{i,j})$  e da espessura do solo  $(b_{i,j})$ :

$$V_{xy} = \frac{T_{i,j}}{n_{i,j} \times b_{i,j} \times \Delta xy} \left[ \frac{T_{i+1,j}(T_{i-1,j} + T_{i,j})(h_{i,j} - h_{i+1,j}) + T_{i-1,j}(T_{i,j} + T_{i+1,j})(h_{i-1,j} - h_{i,j})}{(T_{i,j} + T_{i+1,j})(T_{i-1,j} + T_{i,j})} \right] \quad (1)$$

Onde  $(T_{i,j})$  corresponde à transmissividade,  $(h_{i,j})$  ao nível freático e  $(\Delta xy)$  à dimensão de lado da célula.

Para o cálculo do percurso efetuado pelos contaminantes é necessária a localização foco poluente. Neste caso foram utilizados os pontos relativos aos furos e poços existentes na área de estudo. Dos 76 pontos, foram selecionados apenas 64 (Figura 2a), e calculados os respetivos percursos de contaminantes, uma vez que os restantes 10 extravasam a área de estudo.

No que concerne às plumas de contaminação estas são obtidas através do cálculo da dispersão hidrodinâmica de um ponto inicial e como o contaminante é manipulado pela advecção durante o percurso do fluxo. Para a escolha dos locais a aplicar o modelo foi tido em consideração a textura do solo e o uso do solo em conjunto com a direção de fluxo superficial e o valor de nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), tendo sido selecionados 3 locais de monitorização (Figura 2b).

O primeiro ponto escolhido é relativo ponto de qualidade da água 418/AG49 que se encontra num solo de textura franco-arenosa (grosseira) em que é praticado o regadio; o segundo ponto é relativo ponto de qualidade da água 377/262 que se encontra num solo de textura argilosa (fina) em que são praticadas atividades de regadio e por fim o ponto de qualidade de água 433/AG74 que se encontra num solo de textura franco-arenosa (grosseira) onde existem sistemas agroflorestais de sobreiro com pastagens.

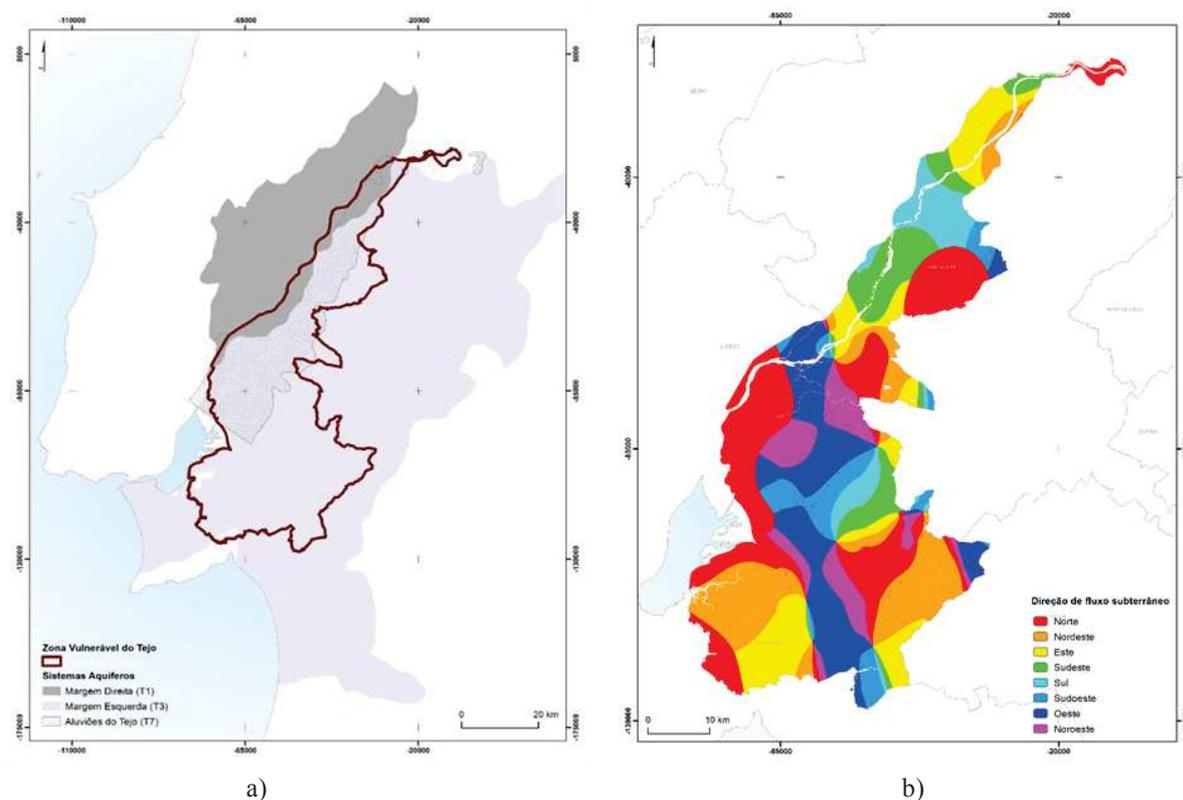


Figura 1. Enquadramento Geográfico da Zona Vulnerável do Tejo (a) e direções de fluxos subterrâneos (b).

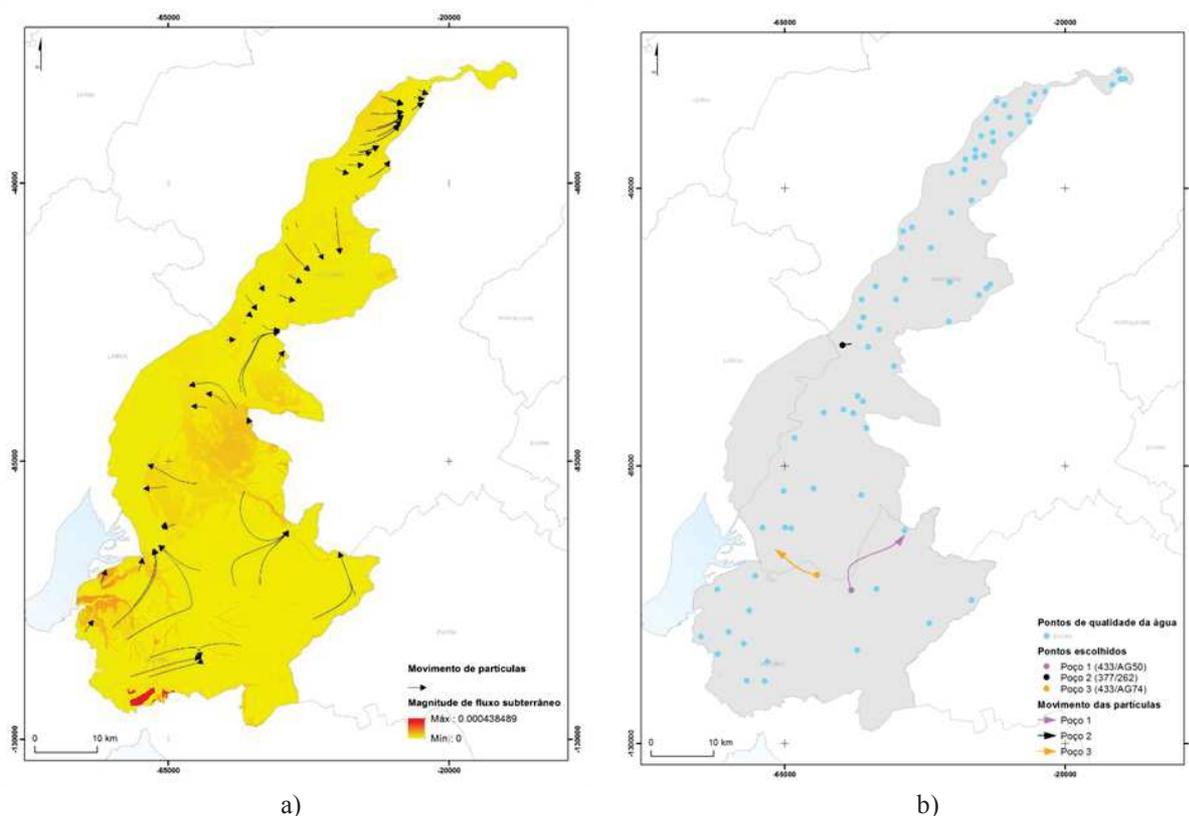


Figura 2. Magnitude e percurso de fluxo (a) e pontos de monitorização das plumas de contaminação (b)

Esta análise incidu sobre os três poços seleccionados e calculada de ano a ano até ao máximo de dez anos desde que a massa de poluente é lançada no local. Para o poço 1 e 3 foram utilizados os valores dos parâmetros de transporte de nitratos

para a amostra indeformada de textura grosseira e para o poço 2 foram utilizados os parâmetros para a amostra indeformada para textura fina (Quadro 1).

**Quadro 1.** Parâmetros utilizados para a criação das plumas de contaminação

Parâmetros	Poço 1 (418/AG49)	Poço 2 (377/262)	Poço 3 (433/AG74)
Massa	27,2	0,2478	1,1124
Dispersividade	1,6677	4,6303	1,6677
Dispersão	0,1561	0,3488	0,1561
Fator de retardamento	0,552425	0,612257	0,552425
Coefficiente de decadência	1,91086 <sup>-8</sup>		

O transporte de um soluto num meio poroso envolve dois mecanismos principais, a advecção e a dispersão hidrodinâmica. A advecção traça o transporte passivo de um soluto com o fluido de transporte e a dispersão é a mistura do soluto com o fluido de transporte através dos meios porosos. A equação utilizada no modelo baseia-se na suposição da dispersão gaussiana de um ponto bidimensional com uma concentração inicial de zero:

$$c(x_L, x_T, t) = \frac{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{x_L^2}{\sigma_L^2} + \frac{x_T^2}{\sigma_T^2}\right)\right]}{\sqrt{2\pi\sigma_L^2}\sqrt{2\pi\sigma_T^2}} \frac{Me^{-\lambda t}}{nRb} \quad (2)$$

Onde  $(M)$  é referente à massa de soluto lançado na origem,  $(n)$  à porosidade do aquífero,  $(R)$  à retardação,  $(b)$  à espessura do aquífero e  $(\sigma_i^2)$  à variância da distribuição gaussiana nas direções longitudinais e transversais.

Uma vez que nas variáveis dispersividade longitudinal, dispersão, fator de retardamento e coeficiente de decadência os

valores são considerados por defeito, foi necessário encontrar estudos relativos aos parâmetros de transporte do poluente nitrato. Como tal, Rossi *et al.* (2007) realizaram um estudo com o objetivo de obter os parâmetros de transporte de nitratos em amostras deformadas e indeformadas em dois perfis distintos (de textura média e textura fina ou pesada) de solo com a aplicação 50mg.L<sup>-1</sup> de nitrato. Os parâmetros calculados pelos autores estão disponibilizados no Quadro 2 e referem-se à velocidade da água nos poros (v), ao coeficiente de dispersão (D), à dispersividade ( $\lambda$ ) e ao fator de retardamento.

O fator de retardamento é referente à razão entre a velocidade média da água num meio poroso e a velocidade média de determinada substância dissolvida no referido meio. É comum o fator de retardamento ser utilizado como sinónimo para o fator de retenção, que é definido como a relação do tempo de uma substância em análise, observada em fase estacionária para o tempo em que é observada em fase móvel sendo esta relação inversamente proporcional ao fator de retardamento.

O fator de retenção é convertido para fator de retardamento através de:

$$R = \frac{1}{k + 1} \quad (3)$$

**Quadro 2.** Parâmetros de transporte de nitratos (amostras deformadas e indeformadas) em solos de textura média e textura fina segundo Rossi *et al.* (2007).

Tipo de amostra	Solo	Parâmetros de transporte de Nitrato			
		v (cm.min <sup>-1</sup> )	D (cm <sup>2</sup> .min <sup>-1</sup> )	R	$\lambda$ (cm)
Deformada	Textura média	0,8175	0,3731	1,2070	0,4564
	Textura fina	0,1822	0,4460	0,9322	2,4479
Indeformada	Textura média	0,0936	0,1561	0,8102	1,6677
	Textura fina	0,0753	0,3488	0,6333	4,6303

Onde R é o fator de retardamento e k é o fator de retenção. Esta equação foi aplicada aos valores de retardamento atribuídos por Rossi *et al.* (2007) uma vez que foi identificado que devido à gama de valores aplicados pelos autores, estes correspondiam ao fator de retenção e não ao fator de retardamento. Apesar de incorreta e de poder induzir os interessados em erro, a utilização destes dois termos como equivalentes ainda é amiúde utilizada, mesmo no seio da comunidade científica.

Quanto ao coeficiente de decadência Kim *et al.* (1996) e, Lee e Kim (2002) desenvolveram procedimentos para determinar o uso ideal de fertilizantes tendo em conta os parâmetros de transporte dos nitratos nas águas subterrâneas e assumiram que uma proporção fixa de fertilizantes aplicados irá sofrer lixiviação para as águas subterrâneas e que o período de tempo entre a aplicação do fertilizante e a sua entrada no aquífero é representada por um intervalo de tempo constante. Os autores consi-

deraram que nas águas subterrâneas o fator de decadência tem uma taxa específica. Frindel *et al.* (1990) consideram que o coeficiente de decadência  $\lambda$  está relacionado com o tempo de meia vida do nitrato  $t_{1/2}$  segundo a seguinte equação.

$$\lambda = \frac{0,693}{t_{1/2}} \quad (4)$$

Os autores consideram também que o tempo de meia vida dos nitratos se encontra entre 1 ano e 2,3 anos, no entanto este intervalo de tempo não pode ser generalizado uma vez que também é dependente da tipologia do aquífero. O intervalo de tempo utilizado para calcular o tempo de decadência foi de 2,3 anos convertidos em segundos.

Analisando os resultados verifica-se que, devido ao tipo de

solo, no primeiro poço de monitorização (Figura 3a) o contaminante tem tendência em se concentrar e depois expandir-se em mancha de óleo. O resultado obtido para o poço 2 (Figura 3b) é bastante diferente principalmente devido aos parâmetros de textura do solo (fina). Neste caso a dispersão do poluente mantém-se ao longo dos anos e concentra-se numa direção predominante. Por fim, no terceiro poço de monitorização (Figura 3c), é possível observar que, apesar de ter sido calculada a dispersão tendo em conta uma massa de contaminante no solo bastante mais reduzida a tendência é similar ao do ponto 1, corroborando a tese de que o tipo de solo tem uma importância fundamental.

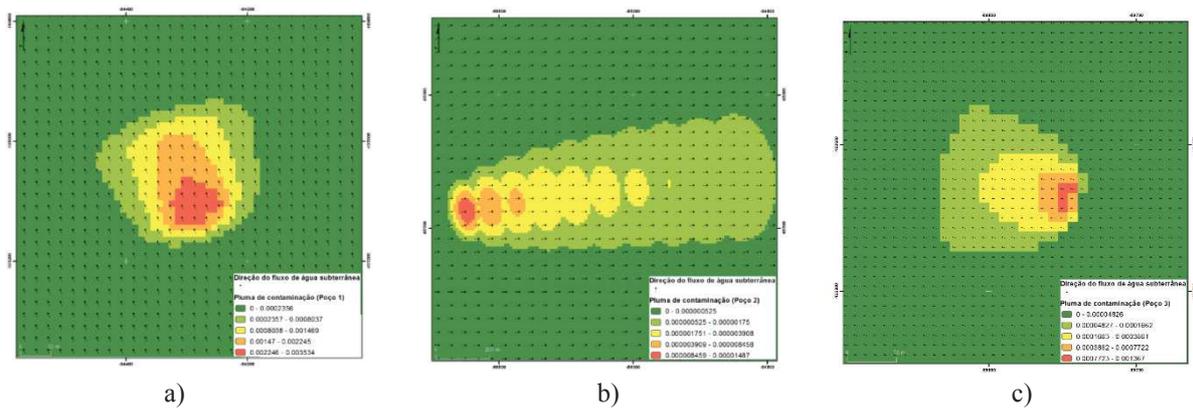


Figura 3. Plumas de contaminação a partir dos poços de monitorização 1 (a), 2 (b) e 3 (c)

## REFERÊNCIAS

- Frind, E., Duynisveld, W., Strelbel, O. e Boettcher, J., 1990. Modeling of multi-component transport with microbial transformation in ground water: the Fuhrberg case. *Water Resources Research*, 26 (8), 1707–1719.
- Kim, C., Sandretto, C., Hostetler, J., 1996. Effects of farmer response to nitrogen fertilizer management practices on ground water quality. *Water Resources Research*, 32 (5), 1411–1415.
- Lee, D. e Kim, C., 2002. Nonpoint source groundwater pollution and endogenous regulatory policies. *Water Resources Research*, 38 (12), 1275.

Este artigo apresenta uma metodologia de análise, perfeitamente integrada em ambiente SIG (integração forte) que constitui uma alternativa aos modelos tradicionais, recorrendo a relativamente poucos dados e com resultados satisfatórios e céleres. Os resultados obtidos mostraram-se úteis para possíveis medidas planeamento e ordenamento com o intuito de prevenir e/ou mitigar os riscos de acidentes com poluentes. Não só se identificam as áreas vulneráveis, como a delimitação da dispersão da pluma em diferentes períodos permite prever o comportamento temporal do poluente e a sua área de influência.

Marsily, G., 1986. *Quantitative Hydrogeology*. Academic Press.

Rawls, W., Brakensiek, D. e Saxton, K., 1982. Estimation of Soil Water Properties. *Transactions of the ASAE*, 25 (5), pp.1316 – 1320 & 1328.

Rossi, P., Miranda, J. e Duarte, S., 2007. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. *Engenharia Agrícola*, 27(3), 675-682.