

UTILIZAÇÃO DE ISÓTOPOS AMBIENTAIS E ISÓTOPOS DE AZOTO NA AVALIAÇÃO DO IMPACTE DA AGRICULTURA NA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA DO SISTEMA AQUÍFERO DOS GABROS DE BEJA

Eduardo A. PARALTA

Geólogo, Mestre em Georrecursos. Departamento de Hidrogeologia do Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (INETInovação), Estrada da Portela, Ap. 7586, 2720-866 Alfragide, tel. 351.21 4705400. Email: eduardo.paralta@ineti.pt

Paula M. CARREIRA

Investigadora Auxiliar. Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), Departamento de Química, Est. Nacional 10, 2686-953 Sacavém, Tel. 351.21.9946179. Email: carreira@itn.pt

Luís T. RIBEIRO

Professor Auxiliar. Instituto Superior Técnico (IST), CVRM-Centro de Geo-sistemas, Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa, Tel. 351.21.8417247. Email: nrrib@alfa.ist.utl.pt

RESUMO

Apresentam-se os resultados da utilização de isótopos ambientais e isótopos de azoto na avaliação e caracterização do impacte da agricultura na qualidade da água subterrânea do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja.

A análise conjunta dos isótopos $d^{18}O$ e $d^{15}N$ do ião nitrato constitui um processo válido na identificação das fontes da poluição, dado que nas áreas agrícolas as duas principais causas de nitrato na água subterrânea são a fertilização e a pecuária, que apresentam diferente assinatura isotópica de $d^{15}N$.

Existem vários factores nos ecossistemas que podem modificar significativamente os valores de $d^{15}N$. A mistura de fontes pontuais e difusas em zonas de escoamento pouco profundo, bem como os processos de desnitrificação, dificultam a determinação das origens.

Os resultados obtidos evidenciam que a maior parte das amostras se enquadram na zona de sobreposição/mistura entre o azoto natural do solo e o azoto de origem amoniacal (fertilizantes) e da pecuária, tornando inconclusivo a determinação da principal fonte do ião nitrato.

Os trabalhos de investigação são financiados pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (POCTI/AGG/47223/2002) e decorrem na região de Beja (2004-2008).

Palavras-chave: aquífero; poluição difusa, nitratos, isótopos.

1. INTRODUÇÃO

Este trabalho representa a continuação de uma comunicação semelhante apresentada em 2006 no 8º Congresso da Água.

O presente artigo aborda a Utilização de Isótopos de Azoto na Avaliação do Impacte da Agricultura na Qualidade dos Recursos Hídricos Subterrâneos e desenvolve-se no Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (350 km²), nas vizinhanças da cidade de Beja (Alentejo).

O Sistema Aquífero dos Gabros de Beja constitui o mais importante aquífero em rochas básicas cristalinas alteradas do Alentejo, com interesse para abastecimento público e regadio e, paralelamente, possui os melhores solos agrícolas da região.

O aquífero em análise foi objecto de vários estudos hidrogeológicos e trabalhos académicos [DUQUE (1997), (2005); ERHSA (2003); PARALTA (2001)] que confirmaram a presença persistente de elevados teores de nitrato na água subterrânea. As evidências resultaram na publicação da Zona Vulnerável de Beja (Portaria 1100/2004 de 3 Setembro) e na implementação de Redes de Monitorização específicas para o problema da contaminação difusa [PARALTA *et al.* (2005)].

Os Isótopos de Azoto podem ser usados na identificação das origens da contaminação, dado que as duas principais origens de poluição por nitratos, fertilização e pecuária, possuem assinaturas isotópicas d ¹⁵N distintas. A contribuição relativa das duas principais origens de poluição das águas subterrâneas e superficiais podem ser medidas por balanço de massa.

A aplicação de técnicas isotópicas em hidrogeologia enquadra-se em duas linhas principais de investigação:

- Melhorar o conhecimento sobre o escoamento subterrâneo;
- Identificar a origem e percurso nos aquíferos de vários contaminantes.

As aplicações isotópicas estão actualmente a ser utilizadas para confirmar os resultados obtidos na caracterização hidrogeoquímica e na monitorização sazonal do teor em nitratos na água subterrânea da região de Beja, entre 1997 e 2000 [PARALTA (2001); PARALTA & RIBEIRO (2003)]. A presença de nitratos nos aquíferos em áreas agrícolas (e urbanas também), exige estudos específicos e uma caracterização complementar com base no trítio ambiental e outros isótopos.

Os trabalhos de investigação enquadram-se no projecto *Utilização de Isótopos de Azoto na Avaliação do Impacte da Agricultura na Qualidade dos Recursos Hídricos Subterrâneos* e são financiados pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (POCTI/AGG/47223/2002).

2. CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA

O caso de estudo seleccionado localiza-se no sector central do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, numa região agrícola com cerca de 50 km² a ocidente de Beja (Figura 1).

Em termos gerais, as formações geológicas, predominantemente gabro-dioríticas do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (350 km²) apresentam comportamento hidrogeológico característico de um meio poroso nos horizontes superiores, passando progressivamente a fissurado em profundidade. Desta forma define-se um aquífero livre com espessura variável, entre 20 a 50 m.

A região de Beja apresenta clima mediterrâneo quente e seco com grande amplitude térmica anual e períodos cíclicos de seca. A temperatura média anual é de 16°C e a precipitação média situa-se entre 500-600 mm/ano. Ocorrem 2 períodos distintos: um período quente e seco entre Junho e Setembro e um período húmido entre Outubro e Março que concentra 75% da precipitação anual.

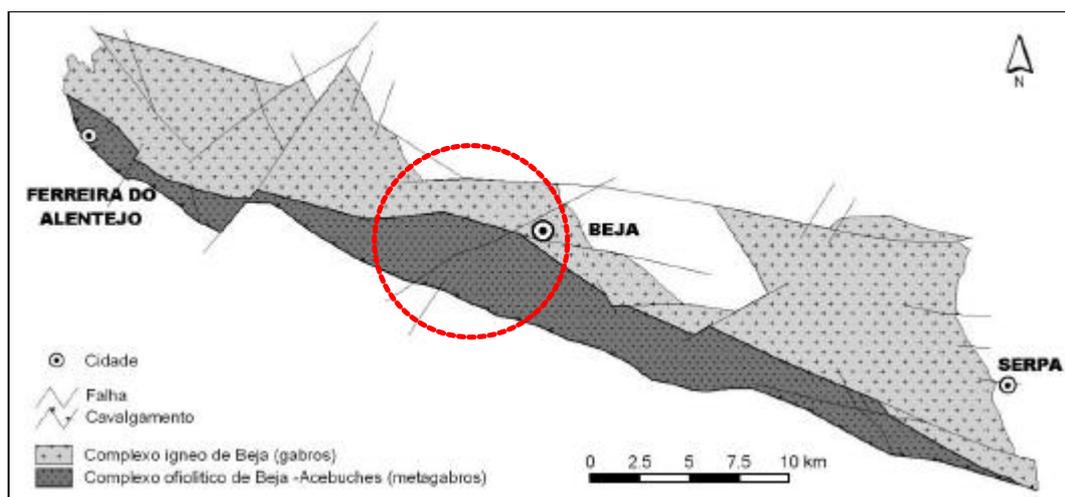


Figura 1 – Localização do caso de estudo no Sistema Aquífero dos Gabros de Beja.

As formações gabro-dioríticas alteradas e fracturadas (espessura média de 30 metros) que constituem o suporte do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja apresentam produtividades bastante regulares, quando comparados com outros aquíferos do Alentejo. A produtividade média dos furos de captação instalados neste sistema situa-se entre os 3 e os 5 L/s [DUQUE (1997)], embora se contabilizar-mos a taxa de insucessos, a produtividade média se reduza significativamente [DUQUE (2005)].

Na área de estudo, a produtividade média com base em cerca de 40 registos de caudal é de 6.5 L/s e a taxa de insucessos das captações é inferior a 20%. As transmissividades obtidas para a área de estudo situam-se normalmente entre 50 e 100 m²/dia [PARALTA & RIBEIRO (2000)]. O balanço hídrico a partir de informações de extracções municipais contabilizadas indica que, em termos médios 1 Km² do aquífero gabro-diorítico pode fornecer cerca de 80 000 m³ de água subterrânea por ano (PARALTA (2001)).

A recarga aquífera calculada com base em várias metodologias e modelos semi-empíricos varia entre 10% e 20% da precipitação média anual, e ocorre sobretudo entre Janeiro e Abril/Maio [PARALTA (2001); PARALTA *et al.* (2003)].

No que se refere à composição físico-química das águas subterrâneas, trata-se de águas com uma mineralização relativamente elevada (valores mais frequentes de CE entre 700 e 800 μ S/cm), com fácies bicarbonatada cálcica ou calco-magnesiana e algo duras.

Relativamente à qualidade para consumo humano, verifica-se que a maioria das origens apresenta uma qualidade química deficiente, nomeadamente devido a concentrações elevadas de nitratos, sulfatos e magnésio.

Relativamente à aptidão para uso agrícola, as águas provenientes do SA dos Gabros de Beja pertencem maioritariamente às classes C₂S₁ e C₃S₁, ou seja, representam risco baixo de alcalinização dos solos e risco médio a alto de salinização. Uma grande parte das águas do sistema encontram-se sobressaturadas em calcite (CaCO₃) pelo que provocam depósitos e incrustações, tanto nos terrenos regados, como nas condutas de distribuição de água.

O conteúdo em nitratos na água subterrânea da região de Beja está relacionado com as práticas agrícolas e o ano hidrológico, sendo possível constatar importantes variações sazonais deste elemento. Verifica-se uma grande dispersão de valores em torno das classes modais, em que as mais

frequentes são a 50-60 e 70-80 mg NO₃/L. A mediana relativa aos 3 anos de monitorização situa-se entre os 53 e os 86 mg NO₃/L [PARALTA (2001)].

Através da aplicação de técnicas geoestatísticas, constata-se um aumento da área de maior probabilidade de ocorrência de valores superiores a 50 mg NO₃/L entre Fevereiro de 1998 e Junho de 1998. Entre Janeiro e Março de 2000, a probabilidade de ocorrência de águas com teores de nitrato acima de 50 mg NO₃/L foi praticamente de 100%, para os cerca de 50 km² que constituem área de estudo [PARALTA, 2001].

Relativamente ao Sistema Aquífero dos Gabros de Beja foram aplicadas diversas abordagens metodológicas para avaliação da vulnerabilidade à poluição dos aquíferos, cujos resultados variaram entre baixa a média-alta, de acordo com os parâmetros críticos e respectiva ponderação [PARALTA *et al* (2005)].

3. CARACTERIZAÇÃO AGRÍCOLA E USOS DO SOLO

A presença de nitratos na água de abastecimento a Beja foi identificada em 1940. A situação actual é resultado de décadas de cultura extensiva de cereais iniciadas em 1930-1940 e suportadas por aplicações maciças de fertilizantes químicos para compensar as carências em nutrientes do solo.

Na área de estudo predominava a monocultura cerealífera extensiva. Segundo dados colhidos no local em 2000, aplicavam-se nas culturas de sequeiro entre 200 a 300 kg/ha de adubo de fundo, entre Novembro e Dezembro e mais 200 a 300 kg/ha de adubo de cobertura em Fevereiro/Março (se necessário), totalizando uma carga de Azoto normalmente superior a 100 KgN/ha/ano. Recentemente, esta situação alterou-se devido ao programa de redução de nitratos na sequência da publicação da Portaria 1100/2004 de 3 Setembro que contempla a Zona Vulnerável de Beja.

As restantes culturas de rotação, como o girassol e o milho, não são normalmente adubadas, embora a utilização de água de rega seja importante, na ordem de 4000-5500 m³/ha/ano.

A relação entre a lixiviação de nitratos, práticas e tecnologias agrícolas, tipo de cultura e distribuição das chuvas não é evidente devido à irregularidade climática e rotação cultural, mas as oscilações inter-anuais do poluente são significativas.

A presença de nitratos na água subterrânea das zonas rurais está relacionada principalmente com processos de nitrificação natural, decomposição de matéria orgânica e poluição antrópica e, principalmente, devido a aplicação generalizada de fertilizantes azotados na agricultura.

Actualmente, com a transformação da paisagem em extensas área de olival jovem super-intensivo e intensivo adubados por fertirrigação pontual gota a gota, alterou-se o padrão sazonal da fertilização, com resultados, por enquanto, desconhecidos.

4. TÉCNICAS ISOTÓPICAS

Com esta comunicação pretende-se apresentar um conjunto de técnicas e procedimentos inovadores na determinação da origem do nitrato presente na água subterrânea do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja, nomeadamente na zona envolvente da cidade de Beja.

As análises isotópicas de d²H, d¹⁵N e d¹⁸O foram realizadas no Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN-Portugal). O equipamento utilizado nas determinações isotópicas foi o espectrómetro de massa.

A actividade agrícola produz um efeito directo e indirecto nas taxas e composição química da água de percolação que entra nos aquíferos.

Os efeitos directos incluem a dissolução e transporte de fertilizantes em excesso no solo [BOHLKE (2002)]. Utilizando técnicas isotópicas e espectrometria de massa verifica-se que a composição dos meios naturais em d¹⁵N varia entre -20 and +30‰ [KENDAL & MCDONNELL (1998)].

A principal origem natural do azoto é a atmosfera ($d^{15}\text{N}=0\text{‰}$). Muitas plantas fixam também azoto e os microorganismos incorporam-no no solo. Outras fontes de azoto para os meios hídricos incluem os fertilizantes (0 a 3 ‰ $d^{15}\text{N}$) e a pecuária (+10 a +25 ‰ $d^{15}\text{N}$)

Existem dois factores principais que controlam os teores de $d^{15}\text{N}$ dos compostos de azoto no meio subterrâneo: (1) variações nos valores de entrada (fontes) e de saída (sumidouros) de compostos de $d^{15}\text{N}$ no meio subterrâneo e (2) transformações químicas, físicas e biológicas dos materiais no solo e nos aquíferos que aumentam ou reduzem determinados compostos.

A análise conjunta de $d^{18}\text{O}$ e $d^{15}\text{N}$ fornece uma excelente separação da origem do nitrato. Os nitratos com origem em águas com valores de $d^{18}\text{O}$ no intervalo de -25 a -5 ‰ deverão apresentar $d^{15}\text{N}$ no intervalo de -9 a +4 ‰. A composição média do $d^{15}\text{N}$ do nitrato com origem no azoto atmosférico situa-se em redor de 0 ‰ [KENDALL *et al.* (1996)].

Em circunstâncias ideais, os isótopos estáveis de azoto constituem bons indicadores da origem ou fonte da poluição, porque as duas mais importantes origens do nitrato em zonas rurais; os fertilizantes e a pecuária, tem assinaturas isotópicas em $d^{15}\text{N}$ distintas.

A contribuição relativa das duas principais origens da poluição das águas superficiais e subterrâneas pode ser estimada por balanço de massa.

No entanto, verifica-se que o nitrato natural produzido no solo e o nitrato proveniente dos fertilizantes apresentam $d^{15}\text{N}$ semelhantes, pelo que é necessário analisar conjuntamente o $d^{18}\text{O}$ para individualizar a origem e o ciclo do poluente.

Em estudos hidrológicos, o $d^{15}\text{N}$ pode também ser usado como traçador na identificação de misturas de água de diferentes aquíferos. As relações hidráulicas entre aquíferos na mesma linha de fluxo podem ser avaliadas pela concentração em nitrato e pela composição isotópica distinta em $d^{15}\text{N}$ [JOSEPH *et al.* (1987)].

A metodologia e técnicas apresentadas de forma sucinta pode ser consultadas na bibliografia da especialidade. A análise crítica dos métodos, com o necessário rigor, não se enquadra no âmbito desta apresentação.

5. INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Os trabalhos de campo realizaram-se em Dezembro de 2004 e Maio de 2006 com a colheita de amostras de água provenientes de várias origens. Uma amostra foi obtida no efluente da ETAR de Beja (amostra nº1), 9 amostras foram obtidas em poços até 10 m de profundidade (amostras nº 2 a 10), 5 amostras são provenientes de furos com profundidades entre 30 a 40 m (amostras nº 11 a 15) e uma amostra obtida em nascente (amostra nº 16).

A distribuição espacial da amostragem na região rural envolvente de Beja está esquematizada na figura 2.

Os resultados obtidos com a caracterização físico-química e isotópica estão representados no Quadro 1 e 2.

Verifica-se que as águas são mediantemente mineralizadas com condutividade eléctrica (CE) entre 300 e 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e de fácies calco-magnésiana. A presença de nitratos situa-se a concentrações entre 2 e 66 mgNO_3/L , com valores mais frequentes entre 35 e 60 mgNO_3/L .

A amostra do efluente da ETAR (amostra nº 1) apresenta a mineralização mais elevada (CE=2370 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o mais baixo teor em NO_3 e N- NO_3 (inferior a 2 mg/L)

O diagrama da figura 3 indica a composição isotópica das amostras obtidas relativamente à relação $d^2\text{H}$ vs $d^{18}\text{O}$.

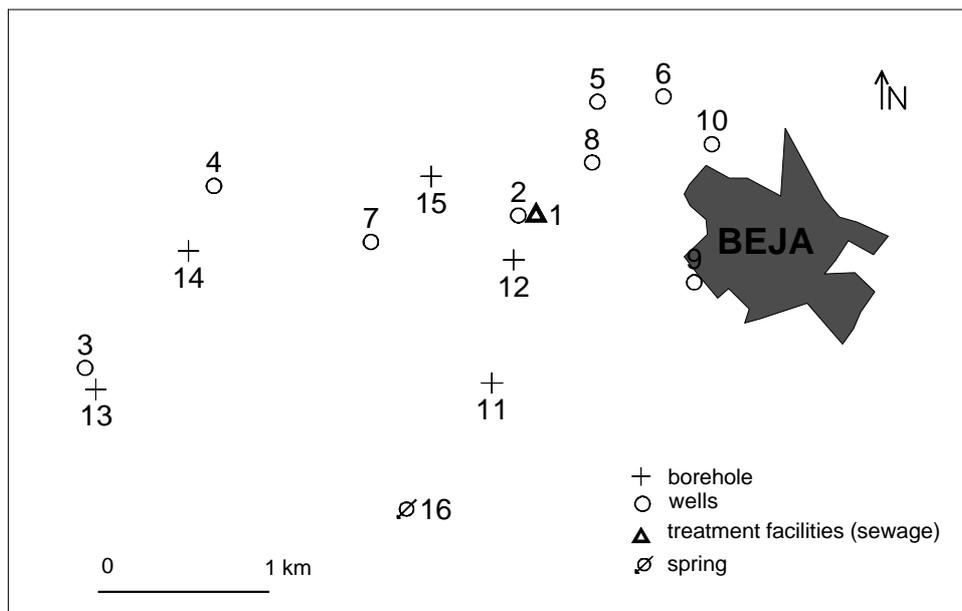


Figura 2 – Distribuição dos pontos de amostragem na área de estudo.

Quadro 1 – Composição isotópica das amostras de água (Dezembro 2004 e Maio 2006).

Referência	Dezembro 2004				Maio 2006		
	NO ₃ (mg/L)	d ¹⁵ N (NO ₃) (‰)	d ¹⁸ O (H ₂ O) (‰)	d ² H (H ₂ O) (‰)	NO ₃ (mg/L)	d ¹⁵ N (NO ₃) (‰)	d ¹⁸ O (NO ₃) (‰)
1- Efluente	1.28	16.14	-0.60	-15.90
2- Poço	38.97	18.22	-1.46	-21.60
3- Poço	37.78	12.42	-1.26	-2.60	48.37	6.88	4.29
4- Poço	61.73	-2.93	-24.60	113.00	8.13	5.35
5- Poço	18.91	26.17	0.86	-10.80	144.20	17.71	-4.71
6- Poço	66.30	3.69	-3.27	-19.20	110.60	1.67	5.35
7- Poço	52.88	3.07	-3.29	-36.30	34.50	16.41	2.63
8- Poço	58.06	13.38	-3.69	-18.70
9- Poço	53.76	13.63	-2.96	-32.60
10- Poço	2.66	11.95	-1.73	-20.90
11- Furo	40.96	8.12	-3.37	-25.30	58.40	7.66	-8.16
12- Furo	40.34	26.12	-3.37	-34.80	77.70	3.06	4.79
13- Furo	45.92	-3.17	-24.20	49.60	5.63	9.95
14- Furo	56.11	3.50	-3.24	-19.30
15- Furo	41.67	-3.05	-27.60
16- Nascente	41.50	-3.53	-23.60	52.70	7.83

Quadro 2 – Composição físico-química das amostras de água (Dezembro 2004)

Ref.	Ponto de Água	pH *	CE * (μ S/cm)	Temp* (°C)	Ca (mg/L)	Na (mg/L)	Mg (mg/L)	K (mg/L)	HCO ₃ (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	Cl (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)
1	Efluente	7.48	2370	9.5	92.00	238.0	35.00	19.90	428.0	87.99	509.0	0.29	1.28	18.80
2	Poço	8.07	1295	13.7	101.00	51.0	60.00	0.32	267.5	69.48	251.0	8.80	38.97	28.85
3	Poço	8.55	618	11.4	28.20	37.5	33.25	0.06	223.0	82.30	45.0	8.53	37.78	30.28
4	Poço	7.97	726	14.3	76.00	38.0	18.75	0.08	241.5	83.66	38.0	13.94	61.73	27.93
5	Poço	8.24	796	9.1	63.00	41.0	35.50	1.19	275.0	86.85	88.0	4.27	18.91	28.78
6	Poço	7.63	695	15.4	87.50	12.0	23.25	0.14	226.0	44.42	37.0	14.97	66.30	34.29
7	Poço	7.46	723	12.6	77.75	30.5	24.25	0.05	283.0	78.55	32.0	11.94	52.88	34.41
8	Poço	7.40	1054	17.2	100.00	37.5	43.75	0.12	296.0	79.26	119.0	13.11	58.06	37.58
9	Poço	7.25	1228	18.5	139.00	34.0	45.75	0.54	329.5	76.98	167.0	12.14	53.76	41.22
10	Poço	7.62	371	10.6	45.00	14.0	10.25	3.12	210.0	7.19	27.0	0.60	2.66	22.94
11	Furo	7.52	672	12.5	70.75	23.0	26.50	0.20	228.5	81.59	43.0	9.25	40.96	30.37
12	Furo	7.51	615	19.3	61.25	22.5	24.00	0.07	267.5	43.14	39.0	9.11	40.34	30.09
13	Furo	7.23	796	14.4	74.25	32.5	31.75	2.62	322.0	73.00	49.0	10.37	45.92	29.08
14	Furo	7.32	780	17.0	76.50	43.0	24.00	0.08	264.5	79.07	50.0	12.67	56.11	34.50
15	Furo	7.53	792	17.1	73.75	29.0	31.50	0.06	239.0	76.03	82.0	9.41	41.67	34.15
16	Nascente	7.53	675	18.5	52.50	23.0	41.50	0.06	288.0	37.03	37.0	9.37	41.50	38.07

* Parâmetro de campo

Na Figura 3 representa-se a recta de água meteórica (LMWL – local meteoric water line) estimada com base na composição isotópica da água da chuva da estação meteorológica de Beja (ITN, amostras mensais de 1988 - 1991). A equação da recta é $d^2H = 6.11 d^{18}O + 0.187$.

A partir do diagrama observa-se que a nascente se projecta relativamente próxima da LMWL, bem como a maioria das amostras de furos. As amostras de poços e do efluente apresentam desvio da recta, provavelmente relacionada com fraccionamento isotópico devido a processos de evaporação.

Observa-se também uma boa correlação entre a composição isotópica do efluente e a água de alguns poços. Os poços e furos apresentam uma dispersão acentuada relativamente ao d^2H .

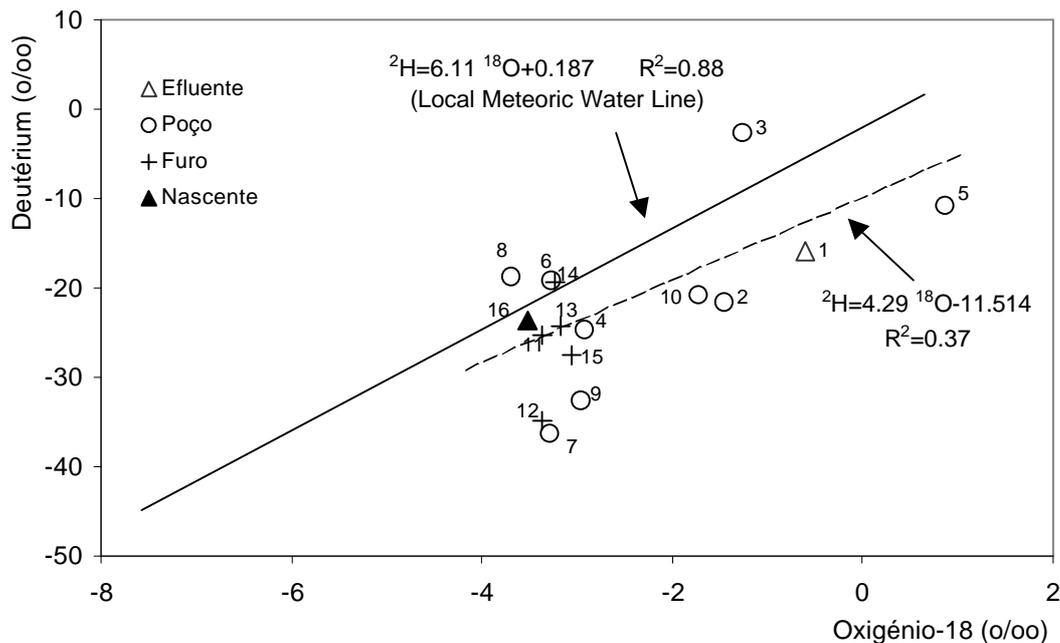


Figura 3 - Relação d^2H vs $d^{18}O$ para as amostras de água da área de estudo.

Os registos anteriores e a experiência de campo indicam que as amostras nº 2, 4 e 9 poderão estar influenciadas por efluentes domésticos, relativamente ao conteúdo em nitratos e que as restantes (amostras nº 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16) deverão estar principalmente afectadas por fertilização, por se tratar de origens de água em pleno campo agrícola.

As análises isotópicas foram usadas para confirmar o modelo conceptual e a importância relativa das origens potenciais de nitrato. Os resultados estão indicados no Quadro 2.

Os isótopos de azoto $d^{15}N$ para as águas subterrâneas situam-se entre $+3 \text{‰}$ e $+26 \text{‰}$. Para o efluente obtém-se $d^{15}N = +16.14 \text{‰}$. Os resultados obtidos abrangem os valores admitidos na bibliografia para o $d^{15}N$ de origem animal e efluentes domésticos (Figura 4).

Os isótopos de $d^{18}O$ (H_2O) situam-se entre -3.7‰ a $+0.86 \text{‰}$ para as águas subterrâneas e em 0.6‰ para o efluente. Relativamente aos isótopos de $d^{18}O$ (NO_3), variam entre -8.2‰ a $+10 \text{‰}$.

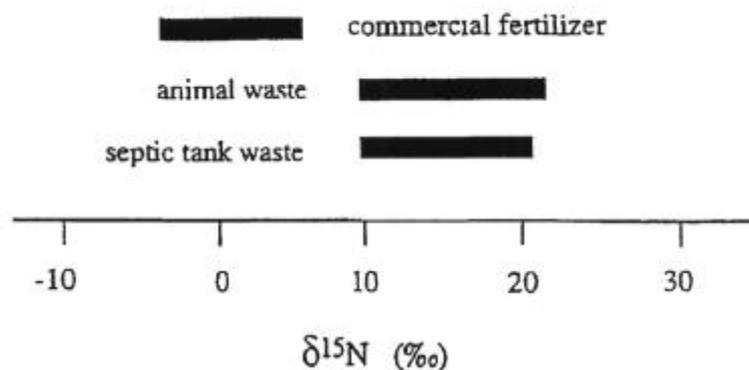


Figura 4 – Intervalo de variação do $\delta^{15}\text{N}$ para as principais origens de nitrato nas águas subterrâneas [WASSENAAR (1995)].

O nitrato com origem nos fertilizantes enriquecidos em amónio, no solo, a matéria orgânica e pecuária apresentam valores de $\delta^{18}\text{O}$ semelhantes. Para estas origens o $\delta^{15}\text{N}$ é um traçador mais fiável.

Relativamente ao nitrato com origem na fertilização ou na atmosfera é possível individualizar do nitrato de origem microbiológica com recurso ao $\delta^{18}\text{O}$, apesar dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ serem coincidentes.

A análise isotópica complementar tem-se revelado muito útil na identificação das fontes de poluição em estudos hidrológicos de superfície e de águas subterrâneas [KENDALL *et al.* (1996)].

A nitrificação da amónia e/ou do N-orgânico dos fertilizantes, fenómenos de precipitação e desperdícios orgânicos podem originar uma vasta gama de valores de $\delta^{15}\text{N}$.

As águas de superfície apresentam normalmente valores mais elevados de $\text{NO}_3\text{-}\delta^{18}\text{O}$ e uma maior amplitude de $\text{NO}_3\text{-}\delta^{18}\text{O}$ que as águas subterrâneas devido à maior concentração de $\delta^{18}\text{O}$ de O_2 e/ou H_2O em solos superficiais.

A figura 5 indica o intervalo de variação padrão de $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as principais origens do nitrato [in KENDALL & MCDONNELL (1998)].

A análise conjunta de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ com origem no NO_3 da água subterrânea e a respectiva projecção no diagrama padrão, evidenciam que a maior parte das 8 amostras analisadas se enquadram na zona de sobreposição/mistura entre o azoto natural do solo e o azoto de origem amoniacal (fertilizantes) e da pecuária, tornando inconclusivo a determinação da principal fonte do ião nitrato.

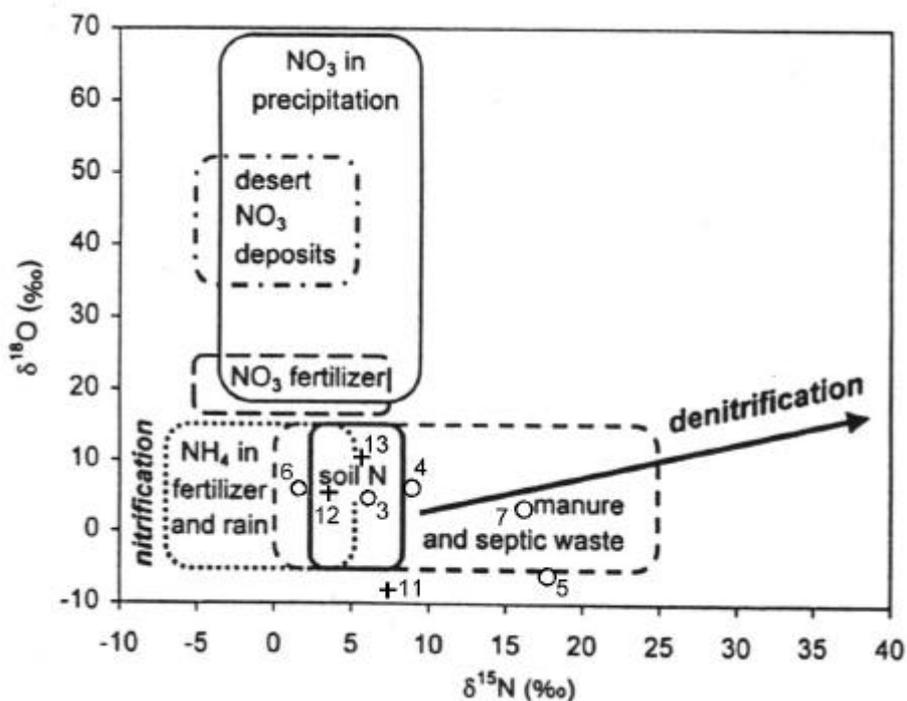


Figura 5 – Projecção das amostras no diagrama dos intervalos padrão de $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do nitrato em função da origem [Adaptado de KENDAL & MCDONNELL (1998)]. Amostras de Maio de 2006.

6. CONCLUSÕES

O desenvolvimento recente em Portugal de técnicas de análise isotópica permitiu realizar conjuntamente determinações de $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{15}\text{N}$ em nitratos.

A aplicação destas técnicas permite identificar as diferentes origens da contaminação antropogénica dos recursos hídricos.

De acordo com o modelo conceptual da poluição difusa na região rural de Beja e da experiência de campo de anos anteriores admite-se que a principal origem dos nitratos na água subterrânea será a fertilização química de vastas áreas de monocultura cerealífera.

No entanto os resultados não são conclusivos relativamente à origem agrícola do N- nitrato nas águas subterrâneas.

A análise conjunta de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{18}\text{O}$ com origem no NO_3 da água subterrânea e a respectiva projecção no diagrama padrão, evidenciam que a maior parte das amostras se enquadram na zona de sobreposição/mistura entre o azoto natural do solo e o azoto de origem amoniacal (fertilizantes) e da pecuária, tornando inconclusivo a determinação da principal fonte do ião nitrato.

Existem vários factores nos ecossistemas que podem modificar significativamente os valores de $\delta^{15}\text{N}$. A mistura de fontes poluentes pontuais e difusas em zonas de escoamento pouco profundo, bem como os processos de desnitrificação dificultam a determinação das origens.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor é doutorando do CVRM/Instituto Superior Técnico e desenvolve os trabalhos de investigação no INETInovação/Departamento de Hidrogeologia. Os trabalhos têm sido apoiados pelo projecto POCTI/AGG/47223/2002 "Utilização de Isótopos de Azoto na Avaliação do Impacte da Agricultura na Qualidade da Água Subterrânea".

Às entidades envolvidas manifesto o meu sincero agradecimento.

BIBLIOGRAFIA

BOHLKE, J.K. (2002) - Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal*, 10: 153-179, (2002).

DUQUE, J. M. (1997) - "Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos Gabros de Beja". Tese de Mestrado. Univ. de Lisboa, 1997, 210 pp..

DUQUE, J. M. (2005) - "Hidrogeologia do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja". Tese de Doutoramento. Univ. de Lisboa, 2005.

ERHSA (2003) – Atlas/CD. Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo. Comissão de Coordenação da Região Alentejo, Évora, 2003.

JOSEPH, C.; DONVILLE, B.; SOULIE, M. ; TOUET, F. (1987)- Utilisation du traçage isotopique naturel de l'azote¹⁵ pour la mise en evidence de melanges dans les aquifers complexes. In *Isotope Techniques in Water Resources Development*, IAEA, 351-365.

PARALTA, E.; RIBEIRO, L. (2000) - Análise variográfica e cartografia de risco da contaminação por nitratos na região de Beja. *Rev. da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos*, vol. 21, nº3, pp. 47-58, Lisboa.

PARALTA, E. (2001) – Hidrogeologia e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico da Região de Beja. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Georrecursos. IST/Centro de Geo-Sistemas, Lisboa, 2001, 157 p.

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.; OLIVEIRA, M.; LUBCZYNSKI, M.; RIBEIRO, L. (2003) – Avaliação da recarga do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja segundo critérios múltiplos – disponibilidades hídricas e implicações agro-ambientais. Publicações do VI Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa (SILUSBA), Vol. 2. Cabo-Verde, Praia, 10 a 13 de Novembro de 2003, 501-516 pp.

PARALTA, E., FRANCÉS, A.; RIBEIRO, L. (2005) - Avaliação da Vulnerabilidade do Sistema Aquífero dos Gabros de Beja e Análise Crítica da Rede de Monitorização de Qualidade no Contexto da Directiva Quadro. Publicações 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.

PORTARIA N.º 1100/2004 - DR 208 SÉRIE I-B de 2004-09-03. Ministérios da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas e das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Aprova a lista das zonas vulneráveis e as cartas das zonas vulneráveis do território português

KENDAL & MCDONNELL (1998) - "Tracing nitrogen sources and cycling in catchments" in isotope Tracers in Catchment Hydrology. Chapter 16. Kendal & McDonnell (1998) Elsevier Science.

WASSENAAR L. (1995) - Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotslord Aquifer using the isotopes of N and O in NO₃⁻. Applied geochemistry, 10, (1995) 391-405.