

ELIMINACIÓN DE NITRATOS POR DESNITRIFICACIÓN EN LA ZONA NO SATURADA DEL SUELO EN UN HUMEDAL DEL CINTURÓN PERI-URBANO DE VITORIA-GASTEIZ

J.M. Sánchez-Pérez¹, A. Iribar¹, M. Martínez², C. García-Linares² e I. Antigüedad²

¹Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes (LEH, FRE CNRS-UPS 2630), Université Paul Sabatier, 31055 Toulouse (Francia), sanchez@ecolog.cnrs.fr.

²Grupo de Hidrogeología, Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, 48940 Leioa (Bizkaia), gopanai@lg.ehu.es.

RESUMEN. Los cambios de usos del suelo y la intensificación de la agricultura en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz llevaron a la desaparición de los humedales. Acciones recientes de restauración en el área peri-urbana han llevado a su recuperación. La restauración de estas zonas húmedas ha contribuido a la disminución de nitratos de las aguas subterráneas. Las concentraciones en NO_3^- , superiores a 50 mg NO_3^-/L en las aguas fluyentes hacia la zona húmeda, son inferiores a 10 mg NO_3^-/L en los alrededores del humedal. Se ha medido el potencial de desnitrificación de los suelos en la zona no saturada mediante el método de bloqueo con acetileno en tres perfiles de suelo adyacentes al humedal a tres profundidades representativas del suelo del depósito aluvial. Los valores máximos de desnitrificación se observan en los horizontes superficiales ricos en materia orgánica (32,0 – 36,2 g MO/kg suelo) con tasas de desnitrificación que varían entre 18,7 y 20,3 mg N/día*kg de suelo. Los contenidos en materia orgánica disminuyen en profundidad (4,3 – 5,7 g MO/kg suelo en el horizonte B₂ entre 70 y 100 cm de profundidad). En este horizonte se han medido las tasas de desnitrificación más bajas con valores que varían entre 0,1 y 1,1 mg N/día*kg de suelo.

ABSTRACT. Changes of land uses in soils and agriculture's intensification in the quaternary aquifer of Vitoria-Gasteiz have led to wetlands disappearance. Recent restoration actions in natural spaces of the peripheral city area have made possible its restoration. The restoration of these wetlands has contributed to the decrease of nitrates concentrations in the groundwater. They are lower than 50 mg NO_3^-/L in entering waters to wetland and lower than 10 mg NO_3^-/L all around the wetland. The potential denitrification has been measured in the soils of the unsaturated zone by acetylene blocks technique in three adjacent profiles at the three representative values of denitrification. Rates of denitrification varying between 18.7 and 20.3 mgN/day*kg of soil, were observed in the superficial soils layers which are rich in organic matter (32.0 – 36.2 g OM/kg of soil). The organic matters contents bring down according to depth. (4.3 – 5.7 OM/kg of soil, in the B₂

between 70 and 100 centimeters depth). In this layer denitrification rates show values between 0.1 and 1.1 mg N/day*kg of soil.

1. Introducción

La eliminación de nitratos en las zonas húmedas se ha atribuido generalmente a procesos de desnitrificación (Pinay, 1986; Lowrance, 1992; Kirkham y Wilkins, 1993; Haycock y Pinay, 1993; Lowrance *et al.*, 1995). No obstante la absorción directa por la vegetación, la inmovilización por los microorganismos del suelo y el lavado de los suelos durante los periodos de ascenso del nivel freático representan otras vías de eliminación de los nitratos en las zonas húmedas (Sánchez-Pérez *et al.*, 1991; Groffmann *et al.*, 1992; Ruffinoni, 1994; Pinay *et al.*, 1998). El papel y la importancia de cada proceso varía en función de las condiciones hidrológicas.

En los últimos años el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz ha recuperado áreas de interés naturalístico como parte del Anillo Verde de la ciudad. Una de esas áreas es el Parque de Salburua, en la Zona Vulnerable, que ha permitido recuperar dos zonas húmedas (Balsas de Betoño y Zurbano), en relación directa con el acuífero cuaternario. Estas zonas, tiempo atrás habían sido drenadas por una densa red de acequias, con objeto de ganar tierras para la agricultura.

En este área, en los años 90 era notable la presencia de nitratos en las aguas subterráneas, consecuencia de la intensa actividad agrícola de regadío. Arrate *et al.* (1997) evidencian un continuo incremento en la concentración de nitratos desde comienzos de los 80 llegándose en 1993 a valores superiores a 150 mg/L en buena parte del Sector, y de 200 mg/L en áreas importantes.

Este estudio se centra en la Balsa de Zurbano, la más grande, ya que la de Betoño está fuertemente condicionada por la expansión urbanística de la ciudad. En esta zona se ha puesto de manifiesto una notable pérdida de nitratos en las aguas que drenan estos humedales en relación con los contenidos en las aguas subterráneas que los alimentan (García-Linares *et al.*; 2003). Esta pérdida de nitratos se

ha atribuido a un proceso de desnitrificación, que se pretende poner de manifiesto en este trabajo

2. Material y métodos

2.1. Zona de estudio y muestreos

La zona de estudio (Balsa de Zurbano) está situada en el cinturón peri-urbano de Vitoria-Gasteiz. La balsa tiene una extensión de 24 ha. La balsa se encuentra situada en el acuífero asociado a los materiales cuaternarios que constituyen una de las Unidades Hidrogeológicas reconocidas en el País Vasco. Los depósitos, constituidos por limos, arcillas, arenas y gravas, en diferente proporción y secuencia, forman un acuífero libre aunque localmente es semi-confinado, aspecto de importancia en este estudio. Estos depósitos descansan sobre un sustrato margoso, impermeable a efectos prácticos. El nivel piezométrico se encuentra a una profundidad entre los 4 m, en estiaje, en las áreas de surco en el sustrato, y su afloramiento en áreas encharcadas. Si bien los ensayos de bombeo son escasos se puede dar un valor referencial de 0,2 para el coeficiente de almacenamiento y de 40-150 m²/d para la transmisividad.

En los alrededores de la balsa, el espesor del depósito varía entre 2-4 m, en la parte oriental del Canal de la Balsa

de Zurbano, y 8-10 m, a ambos lados del trazado del arroyo Errekaleor (Fig. 1) coincidiendo con la aparición de un surco en el sustrato margoso. En superficie se encuentra un paquete arcilloso, oscuro y con abundante materia orgánica, con manchas de oxido-reducción. Sus menores espesores (<1 m) se dan cerca del Canal de la Balsa, sobre todo en su parte oriental y en su parte final. Los mayores espesores (~3 m), por su parte, se observan en las proximidades de la confluencia de los arroyos Errekaleor y Santo Tomás. Hacia muro los materiales adquieren un carácter detrítico, limo-arenoso, arenas de grano fino-grueso, que culminan en un paquete nítido de gravas limpias y bien rodadas, de hasta 4-5 cm. Estas gravas están presentes en los sondeos de todo el área y aunque no es fácil fijar su espesor, por los problemas que dan en la perforación, se puede estimar en 2-4 m; normalmente están por debajo del nivel piezométrico (Arrate, 1994). Las características generales de los suelos en el entorno de la balsa, por horizontes, están indicadas en la Tabla 1.

Para conocer el potencial de desnitrificación de los suelos del entorno de la Balsa de Zurbano se efectuaron cuatro sondeos manuales, aproximadamente hasta 1 m de profundidad. De estos cuatro perfiles tres presentan características similares (P1, P2 y P4), mientras que el tercero (P3) fue descartado, ya que se trataba de un suelo de relleno (Fig. 1).

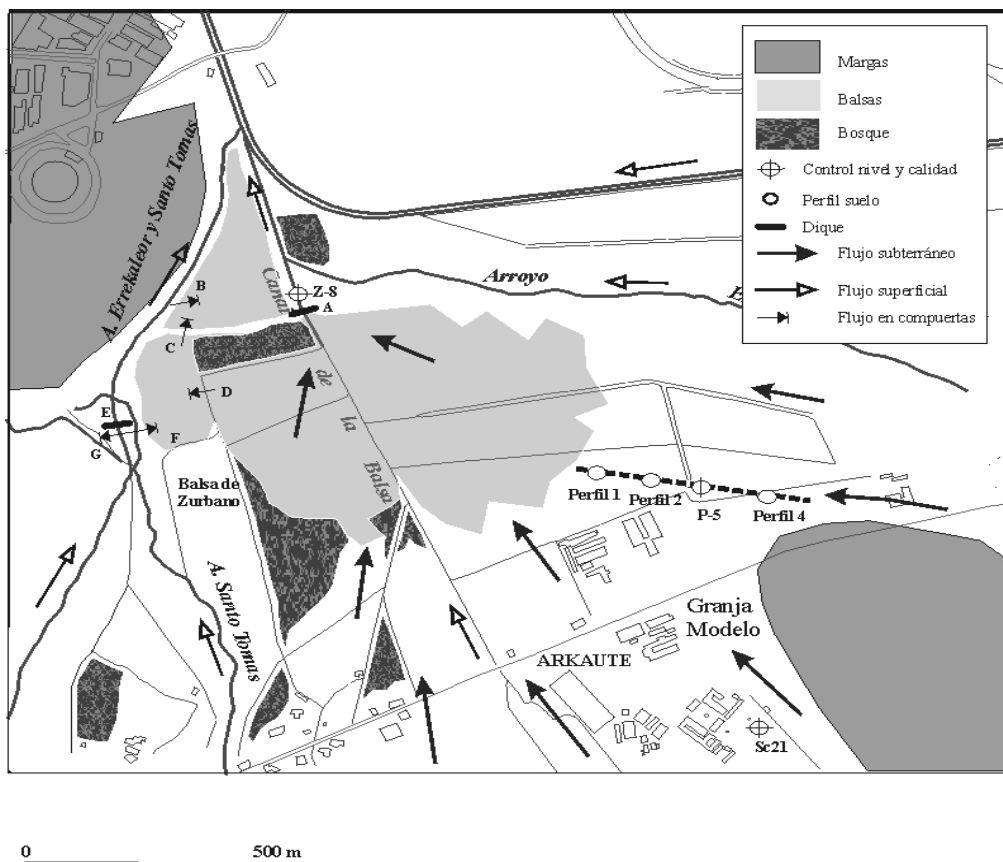


Fig.1. Localización de los perfiles de suelo muestreados en los alrededores de la Balsa de Zurbano

2.2. Medida de la desnitrificación potencial

La medida del potencial de desnitrificación de los suelos ha sido realizada mediante el método por bloqueo con acetileno. En una botella de 500 mL se añadieron 50 g de sedimento fresco y 50 mL de agua desmineralizada. Se realizó una réplica de cada muestra. Posteriormente se añadió 1 mL de NaNO_3^- para obtener una concentración final de 100 mg N/L. Una vez añadido el nitrato se procedió a la desoxigenación de las botellas con helio mediante burbujeo de helio en el agua durante 10 minutos. Una vez cerradas las botellas se realizó el vacío de las mismas y se reemplazó la fase gaseosa por helio durante 10 minutos. Las medidas de producción de N_2O se realizaron después de añadir el acetileno (50 mL de C_2H_2) como bloqueador de la N_2O reductasa. El muestreo del gas en equilibrio se tomó a 5 minutos, 4 horas y 24 horas

después de la inyección de acetileno. Se muestreó en cada botella 3 mL de gas con una jeringuilla de 5 mL de volumen y se depositaron en un tubo con vacío tipo Venoject de 6 mL. Las medidas de N_2O se realizaron en un cromatógrafo en fase gaseosa GIRDEL inyectando 200 μL de gas muestreado en el Venoject con una jeringuilla Hamilton 1725RN. Las producciones de N_2O obtenidas se han recalculado en función del peso del suelo y de la cantidad de materia orgánica.

2.3. Medida de la materia orgánica del suelo

El carbono orgánico ha sido medido mediante el procedimiento de Walkley y Black (1934) : oxidación por medio de ácido crómico. El carbono orgánico, multiplicado por 1,7, proporciona una estimación de la materia orgánica.

Tabla 1. Características generales de los suelos.

Horizonte	Profundidad (cm)	pH	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	CaCO_3 (%)	C org (gC kg^{-1})	N org (gN kg^{-1})	NO_3^- (mgN kg^{-1})	NH_4^+ (mgN kg^{-1})
A	0-40	7,7	29,8	31,5	38,7	27,1	19,4	2,7	6,5	1,7
B _{1gck}	40-70	8,0	32,8	32,2	35,0	30,2	9,9	1,6	1,6	0,5
B _{2g}	70-100	8,3	18,0	53,1	28,9	63,7	3,7	0,8	1,6	0,4

Tabla 2. Contenido en materia orgánica en los perfiles de suelo estudiados y tasa de desnitrificación

Profundidad (cm)	Materia orgánica (g MO /kg suelo)	Desnitrificación (mg N/día*kg suelo)		Desnitrificación (mg N/día*kg MO)	
		Media	Desv. Stand.	Media	Desv. Stand.
Perfil 1					
A	0-40	32,0	18,7	2,0	583,1
B ₁	40-85	13,0	5,7	1,7	437,7
B ₂	85-100	7,7	0,1	0,1	19,8
Perfil 2					
A	0-40	27,2	19,2	0,8	707,4
B ₁	40-60	13,3	1,9	0,3	143,1
B ₂	60-90	4,3	1,1	0,1	262,6
Perfil 4					
A	0-40	36,2	20,3	7,6	561,1
B ₁	40-65	15,9	4,3	0,4	270,9
B ₂	65-97	4,3	0,1	0,1	29,8

3. Resultados

3.1. Funcionamiento hidrológico de la Balsa

La recuperación de la Balsa ha sido posible mediante el cierre de la salida de su principal arteria de drenaje: el Canal de la Balsa. El cierre de la salida del Canal de la Balsa ha supuesto un aumento de nivel, en ese punto, de 1,5 m, aproximadamente. De este modo, el gradiente hidráulico ha disminuido en toda el área vertiente, sobre

todo en las áreas más próximas, y, por supuesto, también la velocidad de flujo.

Los gradientes observados son del orden de $2.5 \cdot 10^{-3}$ entre el pozo Sc21 y la salida de la Balsa (Z-8), y menor, de $5-7 \cdot 10^{-4}$, entre el piezómetro P-5 y Z-8 (Martínez *et al.*, 2001) (Fig. 1). En un estudio previo a la recuperación del humedal (Grupo de Hidrogeología, 1995) los gradientes observados eran de $2-3 \cdot 10^{-3}$ en la zona de la Balsa y mayores, $6 \cdot 10^{-3}$, en la zona de Arkaute. Es evidente la disminución ahora producida en los gradientes. El flujo

subterráneo vertiente a la Balsa, procede de las zonas agrícolas aguas arriba (Fig. 1).

3.2. Estudio edafológico

Los tres perfiles de suelo estudiados presentan, cada uno, tres horizontes bien diferenciados. Un horizonte superficial (A) de color negro pardusco y de textura arcillosa. Un horizonte subsuperficial (B₁) con frecuentes manchas de óxido-reducción de pequeño tamaño y bien definidas; la textura al igual que la del horizonte superficial es una textura arcillosa. Mientras el horizonte subsuperficial B₂ presenta mayor abundancia de manchas óxido-reductoras de mayor tamaño y su textura es algo más limosa. El aumento de las bandas óxido-reductoras en profundidad viene determinado por la ascensión del nivel piezométrico, siendo más patente en los perfiles más cercanos a la balsa (P1 y P2), donde se llegó a medir el nivel freático a 96 cm en el P1 y a 90 cm en el P2, mientras que en el P4 no se visualizó la capa freática. La cercanía a la balsa también queda patente en las condiciones de humedad en los diferentes horizontes, ya que los dos primeros perfiles están húmedos en su totalidad mientras que el último perfil, el más alejado de la balsa, mantiene secos sus primeros 40 cm.

3.3. Funcionalidad biogeoquímica de la Balsa

Las concentraciones en nitratos en las aguas procedentes de las zonas agrícolas, representadas por las concentraciones observadas en el Pozo Arkaute (Sc21; Fig. 1), están en torno a los 50 mg NO₃⁻/L; sin embargo, en el manantial de Ilarratza, 2 km al este, que drena sólo aguas del acuífero (Q<0.5 L/s), las concentraciones son mayores, sobre 80 mg NO₃⁻/L, por situarse en zonas más expuestas al impacto de la lixiviación de los abonos nitrogenados. En las proximidades del humedal, es evidente la disminución de la concentración en nitratos. La figura 2 recoge la evolución más reciente de los nitratos en estos puntos y, a modo de comparación, en un piezómetro P-5 situado en las proximidades de la balsa. También se refleja la piezometría en el Pozo SC21. Los datos de nivel y parte de los datos químicos están tomados de la red de control del Ente Vasco de la Energía (www.eve.es/redbas), el resto han sido tomados por los autores en sus investigaciones.

La mayor presencia de nitratos en el acuífero se da en los primeros meses del año y en la época estival, aunque no siempre las evoluciones son paralelas debido a la diversidad de cultivos presentes (cereal, remolacha, patata, sobre todo) y a las diferentes épocas de abonado, fondo y cobertera, para cada uno de ellos, entre octubre y junio. Una evolución similar fue ya evidenciada en este Sector por Sánchez-Pérez *et al.* (1995) con datos de los años 1993-94.

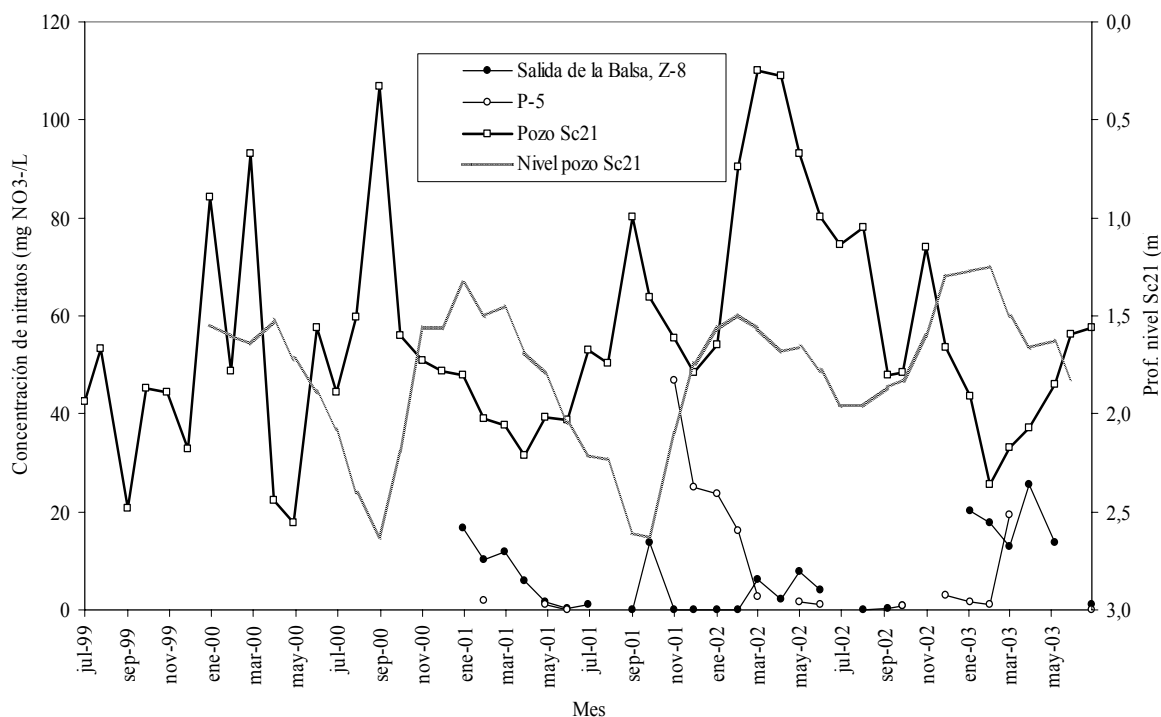


Fig. 2. Evolución de la concentración en nitratos en el pozo Sc21 (zonas agrícolas), el piezómetro P5 (zona húmeda) y la salida de la balsa (Z-8) y evolución de los niveles de las aguas subterráneas en el pozo Sc21. Situación de los puntos en la figura 1.

3.4. Medida del potencial de desnitrificación de los suelos

En la tabla 2 se recogen los resultados obtenidos en la medida del potencial de desnitrificación. El potencial de desnitrificación disminuye con la profundidad. Los valores máximos de desnitrificación se observan en los horizontes superficiales ricos en materia orgánica (32,0 – 36,2 g/kg suelo) con tasas de desnitrificación que varían entre 18,7 y 20,3 mg N/día*kg de suelo. En el horizonte B₁ se observan tasas de desnitrificación que varían entre 1,9 y 5,7 mg N/día*kg de suelo. Los contenidos en materia orgánica disminuyen en profundidad (13,0 – 15,9 g/kg suelo en el horizonte B₁ entre 40 y 70 cm de profundidad y 4,3 – 5,7 g/kg suelo en el horizonte B₂ entre 70 y 100 cm de profundidad). En este último horizonte se han medido las tasas de desnitrificación más bajas con valores que varían entre 0,1 y 1,1 mg N/día*kg de suelo. Existe una estrecha relación entre el contenido en materia orgánica del suelo y la tasa de desnitrificación. En la figura 3 se puede observar esta relación.

4. Discusión

Habida cuenta de que no hay entrada de agua de los ríos a la balsa es evidente que en la balsa y su entorno se produce pérdida de nitratos. El papel regulador de la balsa, se pone de manifiesto en una menor variabilidad en los contenidos en nitratos en su salida (Z-8) que en el resto de los puntos considerados.

En un trabajo anterior (Martínez et al., 2001) se puso de manifiesto a partir de las concentraciones medias en las aguas de entrada a la balsa, acequias y aportes subterráneos, del sur y del este, y en las aguas de descarga de la misma, y utilizando el cloruro como elemento *a priori* conservativo que del orden del 85% de las salidas proceden del sur (Arkaute, Fig. 1) viniendo el resto del área oriental de la balsa, más apartada, y con menor gradiente, del flujo principal en el acuífero. Ese aporte es de casi 100% con niveles muy altos. Esto confirma la procedencia principal del flujo hacia la balsa, desde la zona de Arkaute.

Acorde con esos porcentajes referenciales resulta que en la balsa y entorno se da una pérdida en nitratos (entre 25 y 62 mg/L), sulfatos (10 - 76 mg/L), calcio (20 - 70 mg/L), bicarbonatos (60 – 210 mg/L) y magnesio (0,6 - 1 mg/L), dándose la mayor pérdida con niveles bajos, y una cierta ganancia en potasio (1 mg/L).

Las tasas de desnitrificación obtenidas son similares a las que se citan en la literatura. Así Brettar et al. (2002), en suelos aluviales del valle del río Rhin obtiene valores entre 1,2 y 3,2 mg N/día*kg de suelo en los horizontes profundos (60 – 65 cm de profundidad) y valores entre 15,6 y 16,9 mg N/día*kg de suelo en los horizontes superficiales (0 – 5 cm de profundidad). En este último caso, los valores de materia orgánica medidos se sitúan en torno a 70 gr/kg de suelo.

La capacidad de desnitrificación observada, en la zona más profunda del suelo, representa 438 kg N/ha*año, si consideramos un metro de suelo y una densidad aparente de

1200 kg/m³. Este valor es similar al observado (400 kg N/ha.año) por otros autores en praderas húmedas (Brüsch y Nilsson, 1993, Leonardsson et al., 1994).

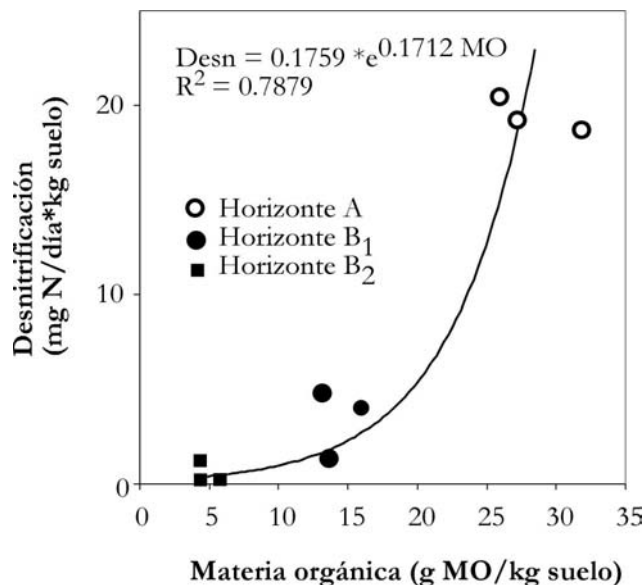


Fig. 3. Relación entre el contenido en materia orgánica del suelo y la tasa de desnitrificación por kg de suelo.

Los resultados obtenidos en las medidas de desnitrificación son acordes con la pérdida de nitratos observada en las aguas subterráneas. Si consideramos solamente la tasa de desnitrificación medida en los horizontes de suelo más profundos (70 – 100 cm de profundidad) y teniendo en cuenta la transmisividad del acuífero en este entorno, de 10⁻⁵ m/s, estimada a partir de un ensayo de bombeo (Sánchez-Pérez et al., 2003), una porosidad eficaz de 0,2 y una densidad aparente del suelo de 1200 kg/m³ se puede estimar en 15 m la distancia necesaria para desnitrificar 50 mg NO₃⁻/L para una tasa de desnitrificación de 0,1 mg N/día*kg de suelo.

Los puntos muestreados más próximos a la balsa son los que se ubican en su área oriental donde el flujo es más lento. Aquí se puede intentar identificar los procesos de pérdida de nitratos. En estos puntos la concentración de las aguas en nitratos es inferior a 3 mg/L y el oxígeno disuelto inferior a 0,5 mg/L, estando altos, sobre todo en el piezómetro P-5, los bicarbonatos (420-600 mg/L), sulfatos (hasta 300 mg/L) y el COD (> 3 mg/L) (Martínez et al., 2001).

Esto unido a la existencia de un régimen de flujo semiconfinado condicionado por el paquete arcilloso en superficie, la permanente humedad del suelo y de fluctuación somera del nivel piezométrico, y la presencia de abundante materia orgánica (Tabla 2) hacen que esta área sea propicia para la desnitrificación. En lo que respecta a la materia orgánica se puede observar en los perfiles muestreados que el contenido en materia orgánica del suelo en los horizontes más profundos es mayor en los perfiles próximos al humedal. Esto podría ser el resultado del efecto de una baja mineralización de la materia

orgánica como resultado de las condiciones de humedad de la zona.

5. Conclusiones

La reciente recuperación de la zona húmeda conocida como Balsa de Zurbano, en íntima relación con el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, ha permitido evidenciar su funcionalidad biogeoquímica. Las aguas descargadas desde la Balsa muestran una notable pérdida de nitratos en comparación con los contenidos observados en las aguas de entrada, procedentes del propio acuífero.

Las condiciones propicias para la desnitrificación muy bajos gradientes hidráulicos, como consecuencia del cierre de la principal acequia del antiguo drenaje y consiguiente elevación del nivel en el acuífero; humedad permanente en los suelos, al tratarse de una zona de descarga natural y con fluctuación somera del nivel; presencia local de régimen de flujo semi-confinado por un paquete arcilloso que en la zona de menor espesor favorece la descarga lenta del acuífero; abundancia de materia orgánica.

Agradecimientos. Esta investigación se enmarca en un estudio más amplio sobre los trazadores, naturales y antrópicos en diferentes sistemas hidrológicos (Proyecto REN 2002-01705 del MCYT). Los autores agradecen al Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria – Gasteiz y a Iker Fernandez de Ortega la ayuda suministrada en las labores de campo.

Referencias

- Arrate, I., (1994). Estudio hidrogeológico del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (Araba, País Vasco). *Tesis Doctoral*. Univ. País Vasco.
- Arrate, I., J.M. Sánchez-Pérez, I. Antigüedad, M.A. Vallecillo, V. Iribar y M. Ruiz, (1997). Groundwater pollution in quaternary aquifer of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, Spain). *Envir. Geology*, 30: 257-265.
- Brettar, I., Sánchez-Pérez, J.M., Trémolières, M. (2002). Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain – correlation with redox potential and organic matter. *Hydrobiologia*, 469, 11-21.
- Brüsch, W., B. Nilsson (1993). Nitrate transformation and water movement in a wetland area. *Hydrobiologia*, 251, 103-111.
- García-Linares, C., Martínez-Santos, M., Martínez-Bilbao, V., Sánchez-Pérez, J.M., Antigüedad, I. (2003). The functionality of a restored wetland in nitrate elimination. The example of the peri-urban wetland of Vitoria-Gasteiz (Basque Country, North Spain). *Hydrology and the Earth Sciences System*, 7(1), 109-121.
- Groffman P.M., Axelrod E.A., Lemunyon J.L., Simmons R.C. (1992). Denitrification in grass and forested vegetated filter strips. *J. Environ. Qual.*, 21, 666-671.
- Grupo de Hidrogeología, (1995). Estudio hidrogeológico del Sector de Salburua (Vitoria-Gasteiz). Univ. País Vasco. Informe para el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. 100 pp.
- Haycock, N., Pinay, G. (1993). Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, 22, 273-278.
- Kirkham, F.W., Wilkins, R.J. (1993). Seasonal fluctuations in the mineral nitrogen content of an undrained wetland peat soil following differing rates of fertiliser nitrogen application. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 43, 11-29.
- Leonardson, L., Bengtsson L., Davidsson T., Persson T., Emmanuelsson U. (1994). Nitrogen retention in artificially flooded meadows. *Ambio*, 23, 332-341.
- Lowrance, R., (1992). Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. *Journal of environmental Quality*, 21 (3), 401-405.
- Lowrance, R., Vellidis, G., Hubbard, R.K. (1995). Denitrification in a restored riparian forest wetland. *J. Environm. Qual.*, 24 (5), 808-815.
- Martínez, M., García, C., Antigüedad, I., Sánchez-Pérez, J.M., Aizpurua, A. (2001). Funcionalidad de las zonas húmedas del cinturón peri-urbano de Vitoria-Gasteiz : consecuencias sobre la desnitrificación de las aguas subterráneas. In : « *Temas de investigación en Zona no saturada* », López-Rodríguez, J.J., Quemada Saéz-Badillos, M. (Eds), pp. 147-156. ISBN84-95075-65-2.
- Pinay, G. (1986). Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne. Etude de la dénitrification. *Thèse de Doctorat Université de Lyon I*, France. 200 p.
- Pinay, G., Ruffinoni, C., Wondzell, S., Gazelle, F. (1998). Change in groundwater concentration in a large river floodplain: denitrification, uptake or mixing ?. *Journal of the North American Benthological Society*, 17 (2), 179-189.
- Ruffinoni, C. (1994). *Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial*. Thèse de Doctorat d'Ecologie. Université Paul Sabatier de Toulouse. 210 p.
- Sánchez-Pérez, J.M., Bouey, C., Sauvage, S., Teissier, S., Antigüedad, I., Vervier, P. (2003). A standardized method for measuring *in situ* denitrification in shallow aquifers: Numerical validation and measurements in riparian wetlands. *Hydrology and the Earth Sciences System*, 7(1), 87-96.
- Sánchez-Pérez, J.M., I. Antigüedad, I. Arrate, M. Ruiz, I. Morell, (1995). Influencia del lavado de nitratos del suelo sobre la contaminación de las aguas subterráneas del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco). En: J.M. Gonzalo e I. Antigüedad (eds.). *Avances en la Investigación en Zona No Saturada*. pp. 71-85. Gobierno Vasco.
- Sánchez-Pérez, J.M., Trémolières, M., Carbiener, R. (1991). Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin: La forêt alluviale à frêne et orme. *C. R. Acad. Sci. Paris, t. 312, Série III*, 8, 395-402.
- Walkley, A., Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determination soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37, 29-38.