

LA ZONA NO SATURADA Y LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN EL ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA - GASTEIZ (PAÍS VASCO)

José Miguel SANCHEZ PEREZ ⁽¹⁾, Iñaki ANTIGUEDAD ⁽²⁾, Iñaki ARRATE ⁽²⁾,
Marta RUIZ ⁽²⁾, Ignacio MORELL ⁽³⁾.

⁽¹⁾ Centre d'études et de Recherches Eco-géographiques, CEREG - URA 95 CNRS, 3 rue de l'Argonne, 67083 ESTRASBURGO CEDEX (Francia).

⁽²⁾ Grupo de Hidrogeología, Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea, Departamento de Geodinámica, 48940 LEIOA (Bizkaia).

⁽³⁾ Departamento de Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, Carretera de Borriol, km 1, 12004 CASTELLON

RESUMEN

En este trabajo se presenta el dispositivo experimental puesto a punto en la zona del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz destinado al estudio de la influencia de la zona no saturada sobre la contaminación de las aguas subterráneas.

Los resultados obtenidos en dos parcelas experimentales situadas en una zona agrícola y otra no cultivada ponen de manifiesto la importancia de los aportes de compuestos nitrogenados sobre la contaminación de la zona no saturada y de las aguas subterráneas mediante el lavado de las formaciones superficiales.

La utilización conjunta de técnicas de muestreo de soluciones mediante tomamuestras de succión y medidas de humedad por reflectometría temporal (TDR) nos han permitido calcular los flujos netos de nitratos que alcanzan la zona saturada. La relación entre lavado de la zona saturada y las concentraciones en nitratos en la zona saturada no permiten precisar en detalle las relaciones causa efecto que controlan la contaminación de las aguas subterráneas.

INTRODUCCION

En los últimos años la incorrecta gestión de los usos del suelo y de los acuíferos ha producido en numerosas ocasiones graves deterioros de la calidad de las aguas subterráneas. En este sentido el grupo de Hidrogeología de la Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea (U.P.V - E.H.U) viene realizando diversos proyectos de investigación encaminados a la determinación de la evolución espacio-temporal de las características hidroquímicas de las aguas subterráneas y de su contaminación en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz.

El acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, que constituye una de las zonas de mayor interés actual para el equipo es hoy en día explotado, de manera desordenada, para satisfacer las demandas de regadío que precisan las actividades agrícolas dispuestas sobre la superficie de la formación cuaternaria. Estas actividades han conducido al incremento progresivo de las

concentraciones en compuestos nitrogenados de las aguas del acuífero, de manera que los contenidos en nitratos superan con frecuencia los límites tolerables.

El conocimiento adecuado de esta reserva, tanto desde el punto de vista cuantitativo como cualitativo, acompañado con la adopción de medidas para la recuperación de la calidad de las aguas, podría permitir por una parte, un suministro alternativo para el abastecimiento, si no urbano por el momento, sí de los cinturones industriales que rodean la ciudad de Vitoria; y por otra parte, una notable potenciación de la explotación intensiva de la zona de cultivo.

Para ello es necesario un correcto conocimiento del funcionamiento hidráulico global del acuífero (evolución de niveles piezométricos, áreas de recarga y descarga, extracciones, parámetros hidráulicos, etc.), y el establecimiento de una adecuada red de control espacio-temporal de características físico-químicas, tanto en zona saturada como en zona no saturada, con el fin de determinar los mecanismos de las transformaciones que en medio no saturado sufren determinados elementos no conservativos.

Si en las zonas de gran actividad agrícola, las relaciones entre contaminación de las aguas subterráneas y la aplicación de fertilizantes nitrogenados ha sido puesta de manifiesto en un gran número de trabajos (Gustafson, 1983; Andersen y Kristiansen, 1984; Sanchis, 1991; Fustec et al., 1991; Bernard et al., 1992; Guimerá, 1993; Ramos y Varela, 1993) gran parte de los aspectos cuantitativos de la relación causa efecto no han sido aún resueltos.

La zona no saturada constituye la interfase entre la superficie del terreno y las aguas subterráneas de la zona saturada. En esta zona se producen múltiples procesos que condicionan las modalidades de contaminación de las aguas subterráneas a partir de los aportes de fertilizantes. El conocimiento de la circulación de los elementos fertilizantes en la zona no saturada es imprescindible para poder cuantificar la respuesta del sistema al aporte de contaminantes.

OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Si bien los parámetros relativos al funcionamiento hidráulico del acuífero, a su geometría y a la evolución espacio-temporal de los niveles piezométricos son bien conocidos, una gran parte de los mecanismos y volúmenes de recarga, en especial los relativos a la zona no saturada están aún por resolver.

En una zona como la Llanada alavesa, caracterizada por una intensa explotación agrícola a base de grandes cantidades de abonos nitrogenados, resulta indispensable el estudio de la zona no saturada como medio de circulación de los aportes de compuestos nitrogenados.

Los resultados obtenidos, tanto en zona saturada como no saturada nos permitirán, en etapas posteriores, realizar la modelización del transporte de masa en el acuífero, con el fin de comprobar las hipótesis relativas a su funcionamiento y orientar hacia una gestión racional de los recursos en la

unidad, prediciendo posibles respuestas del sistema ante determinadas actuaciones.

En este trabajo analizaremos el papel de la zona no saturada sobre la contaminación de las aguas subterráneas del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz, a partir del estudio de las relaciones entre las concentraciones en nitratos del agua intersticial del suelo y las de las aguas subterráneas. Los resultados obtenidos serán relacionados con la distribución de las precipitaciones y las dosis de riego con el objetivo de caracterizar las relaciones causa-efecto que controlan el lavado de los compuestos nitrogenados de la zona no saturada.

EL ACUÍFERO CUATERNARIO DE VITORIA-GASTEIZ

El Acuífero Cuaternario de Vitoria-Gasteiz está constituido por unos depósitos de origen fluvio-aluvial situados en las proximidades de la capital de la provincia alavesa, que constituyen un acuífero permeable por porosidad intergranular de carácter libre, si bien pueden existir fenómenos locales de semiconfinamiento. El acuífero ocupa una extensión de unos 90 km² con un espesor medio saturado de 5 a 6 metros en el que está almacenado un volumen de agua próximo a los 45 hm³. El nivel piezométrico se encuentra a una profundidad comprendida entre 1 y 3 m.

La cuenca que alimenta el acuífero presenta una superficie de 855 km² que drena hacia el sur para alimentar el río Ebro. Dentro de esta cuenca más del 56% de la superficie total es conducida hacia los embalses que abastecen Vitoria y el Gran Bilbao. La capacidad total de estos embalses se sitúa en torno a los 214 hm³. El efecto de las diversas actuaciones que han tenido lugar en este sector sobre las reservas del acuífero y la calidad de las aguas subterráneas son el objeto de otra publicación (Arrate et al, 1993).

La formación presenta dos sectores claramente individualizados (figura 1), caracterizados por un funcionamiento hidrogeológico e hidroquímico diferente (Arrate et al., 1992):

(a) El sector occidental (Oeste de Vitoria-Gasteiz) posee una extensión de unos 40 km² y un espesor comprendido entre 1 y 4 m. Está constituido fundamentalmente por materiales de carácter areno-limoso. Los bordes y substrato lo conforman al norte la formación carbonatada del Karst de Apodaka (Coniaciense), de alta permeabilidad, y al Sur una serie margosa de edad Santoniense, de permeabilidad media. Ambas están conectadas hidráulicamente con el acuífero cuaternario.

Las aguas de este sector se caracterizan por una estabilización, en los últimos años, de la contaminación por nitratos efecto de la recarga procedente del karst de Apodaka (Arrate y Antigüedad, 1991; Arrate et al., en prensa).

(b) El sector oriental (situado al Este de Vitoria-Gasteiz) posee una superficie aproximada de 50 km² y potencias comprendidas entre 2 y 10 m. Está constituido por gravas heterométricas englobadas en una matriz arcillo-arenosa. Los bordes y substrato corresponden a margas de edad Campaniense, de carácter prácticamente impermeable.

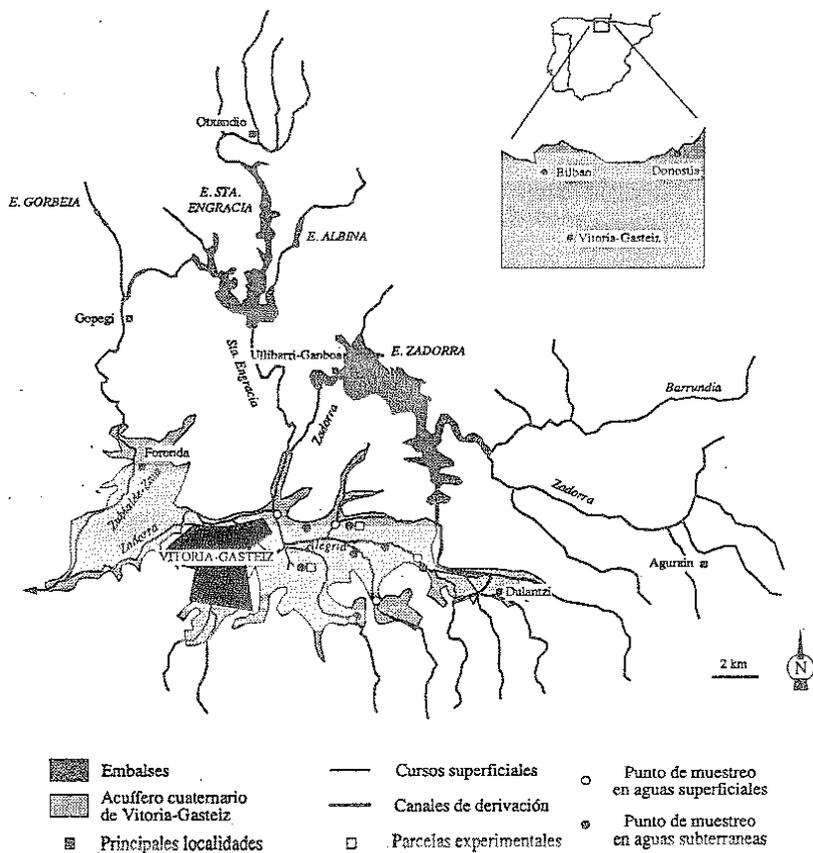


Figura 1. Situación de la zona de estudio y de la red de puntos de muestreo

En este sector las concentraciones en compuestos nitrogenados sufren todavía un progresivo aumento como consecuencia de los efectos del aporte de nitratos de origen agrícola mediante retornos de riego y lavado por las aguas de lluvia.

DISPOSITIVO EXPERIMENTAL

En trabajos anteriores se ha puesto de manifiesto cómo el sector oriental del acuífero es la zona más afectada por los procesos de contaminación de origen agrícola, en especial por compuestos nitrogenados (Arrate et al., 1992). Con el objeto de caracterizar la evolución espacio-temporal de la composición de las aguas subterráneas y superficiales en este sector se procedió a la instalación de un dispositivo experimental que consta de dos limnigrafos, una red de control de 12 puntos de muestreo y dos parcelas experimentales.

La localización de las parcelas experimentales se realizó en base a la presencia de un punto de agua subterránea y a la existencia de una estación meteorológica próximos a la parcela.

Definición de la red de puntos de muestreo

A partir del inventario de puntos de agua existente y de los puntos de muestreo de aguas subterráneas que han sido controlados previamente, se procedió a la definición de un red de muestreo de aguas subterráneas y superficiales compuesta por 7 puntos de muestreo en medio saturado y 5 puntos de muestreo de aguas superficiales (figura 1).

Esta red ha sido completada con la instalación de una estación foronómica en el río Alegría a la salida del sector oriental y una estación piezométrica, en la zona de Arkaute. En el sector de Jungitu se realizaron medidas de niveles diarias.

Instalación de dos parcelas experimentales

En la zona de estudio se procedió a la implantación de dos parcelas experimentales. Una parcela se instaló en enero 1993 en un campo destinado al cultivo de la patata en la Granja Experimental para la Mejora de la Patata de Arkaute. Una segunda parcela se implantó en febrero 1993 en el terreno de un particular (Jungitu) en una zona en la que no está previsto ningún tipo de cultivo.

La parcela de Arkaute, fue destinada en años anteriores al cultivo de avena. Los últimos abonados de la zona se realizaron en octubre 1991 (650 Kg.ha⁻¹ como abono de fondo previo al cultivo de la avena) y en marzo 1992 (650 Kg.ha⁻¹ como complemento). El último abonado se realizó en julio 1993 previamente a la siembra de la patata, la dosis aplicada fue de 650 Kg.ha⁻¹. La parcela de Jungitu no ha sido cultivada ni ha recibido ningún tipo de

tratamiento en los tres últimos años. No obstante en el mes de julio 1993 se procedió a un ensayo de trazado que consistió en el aporte de una cantidad de abono similar a la empleada en la zona cultivada (650 Kg.ha⁻¹). En agosto 1993 se realizó en la misma parcela un ensayo de riego que consistió en la aplicación de 50 litros de agua por metro cuadrado.

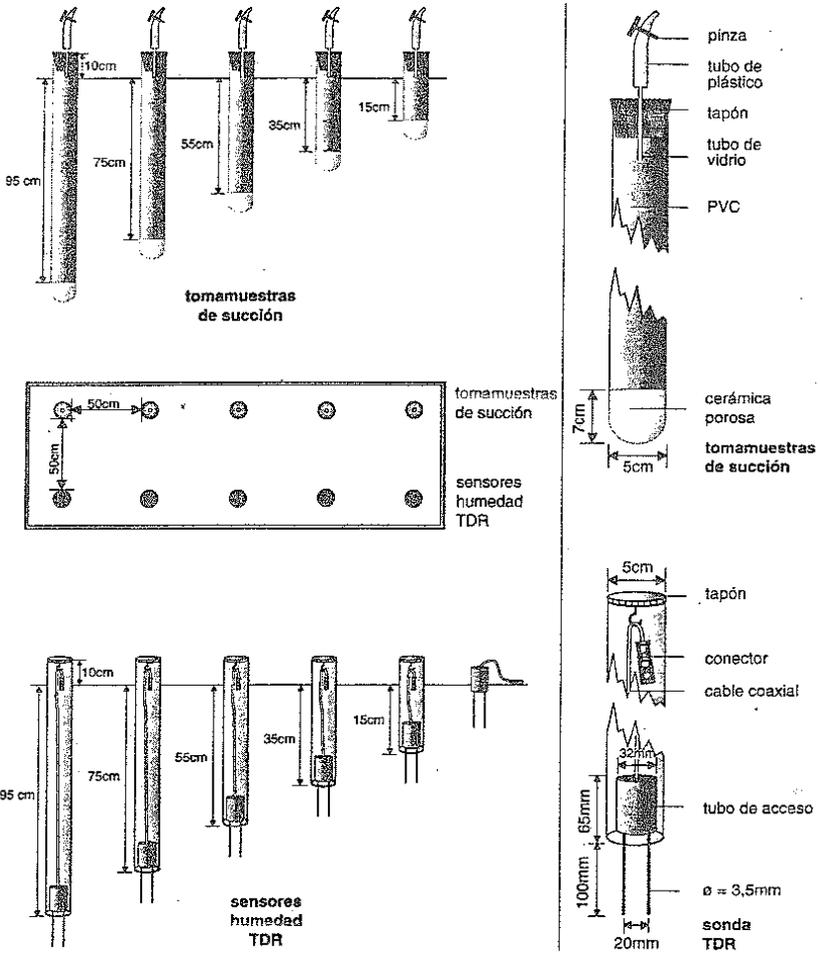
Cada parcela se equipó con un dispositivo experimental (figura 2) que consta de 5 tomamuestras de succión y 5 sensores de humedad tipo TDR (TRIME, Imko) instalados a diferentes profundidades (15, 35, 55, 75 y 95 cm de profundidad). Durante la etapa de instalación del dispositivo se procedió a la toma de muestras de suelo destinadas a análisis químicos y granulométricos.

Los tomamuestras de succión están constituidos por un tubo de PVC de longitud variable acabado por una cerámica porosa de 5 cm de diámetro y 7 cm de longitud. El tubo se conectó a la cerámica mediante una cola tipo "araldite" y se cerró en la parte superior con un tapón de caucho equipado con un tubo de vidrio de 5 mm de diámetro a partir del cual se procedió al vacío del tomamuestras. Los tomamuestras de succión se introdujeron en el suelo en posición vertical, en un agujero de 5 cm de diámetro realizado previamente con un taladro tipo tomamuestras. Una vez alcanzada la profundidad necesaria se procedió a formar una pasta con el material extraído y agua desionizada, que posteriormente se utilizó para asegurar un buen contacto entre la cerámica y el suelo. Previamente a la instalación en el campo de los tomamuestras de succión se procedió al lavado de los mismos. La metodología aplicada consistió en poner las capsulas en vacío (60 cbar) en agua desionizada, y controlar la conductividad de la solución como indicador de la contaminación provocada por la cerámica (Sánchez-Pérez y Morell, este mismo volumen).

Las medidas de humedad se realizaron con un sistema TDR (Time Domain Reflectometry) con sensores de dos puntas de 10 cm de longitud, implantados en el suelo en vertical en el interior de tubos de PVC de 5 cm de diámetro y de longitud variable. Cada medida de humedad se realizó tres veces en un mismo punto. Las medidas de humedad se realizaron al mismo tiempo que los muestreos.

En la parcela de Arkaute en el mes de julio de 1993 se procedió a siembra de la patata en una parcela experimental equipada con un dispositivo de riego automático por goteo. El dispositivo estaba pilotado por un tensiómetro situado a 35 cm de profundidad, con una alarma de riego a 50 cbar de tensión. Durante el período julio a octubre el dispositivo descrito anteriormente (tomamuestras de succión y sondas TDR) se completó con la instalación de tres tensiómetros a 15, 35 y 55 cm de profundidad. Durante estos tres meses se realizaron medidas diarias de tensión, humedad TDR y volúmenes de agua de riego. Por otro lado el suelo de Arkaute ha sido el objeto de un estudio de caracterización hidrodinámica de los diferentes horizontes del suelo. Así, se realizó una fosa de 2 m² de superficie y 2 m de profundidad, en la que se tomaron muestras de suelo no alteradas en cilindros de aluminio de 5 cm de altura y 8 cm de diámetro. Se tomaron tres muestras de suelo a 6 niveles diferentes.

En cada una de las parcelas se dispuso de los datos climáticos, de las



DAG CARRA - ADPA CERRO-UNFICORE

Elaborado: J.M. SANCHEZ - PUNZ

Figura 2. Dispositivo experimental

medidas de niveles y de un punto de muestreo de aguas subterráneas. En la estación meteorológica de Arkaute se midieron los parámetros siguientes : viento, temperatura, humedad, precipitación, presión, irradiación y evaporación. En la estación de Jungitu se midieron los parámetros : viento, temperatura, humedad, presión y evaporación piche. El agua de lluvia se recogió en paralelo en cada una de las dos parcelas experimentales.

Muestréos en medio saturado y no saturado

Las aguas subterráneas y superficiales se muestrearon regularmente cada cuatro semanas, si bien tres puntos de control se controlaron cada dos semanas. El muestreo y análisis de la solución del suelo se llevo a cabo una vez por semana durante los tres primeros meses y posteriormente cada dos semanas (durante un periodo excepcional de nieve en marzo 1993 se realizaron muestréos cada 2-3 días).

El vacío de los tomamuestras de succión se realizó con un bomba de vacío manual a una depresión de 60 cbar. La cantidad de agua acumulada es variable según las dimensiones de cada capsula y de un muestreo a otro (Tabla 1). El tiempo necesario para el llenado del tomamuestras fue generalmente corto, 1 a 2 días. En algunas ocasiones, si el tapón no se cierra correctamente el vacío puede desaparecer y por lo tanto no obtenerse muestra. En este caso es frecuente, que incluso tomando todas las precauciones necesarias en la etapa de vacío no se obtenga muestra en el siguiente muestreo. Para evitar este fenómeno se procedió a saturar "in situ" la capsula cerámica con agua destilada durante varios minutos, lo que da buenos resultados.

Longitud del tomamuestras	Volumen de muestra recogido
15 cm	20 - 50 ml
35 cm	50 - 200 ml
55 cm	100 - 400 ml
75 cm	200 - 500 ml
95 cm	600 - 1200 ml

Tabla 1. Volúmenes de muestra recogidos en los tomamuestras de succión en relación con la longitud de los mismos.

Paralelamente a los muestréos se ha procedido a la medida de niveles en pozos y ríos, además de la humedad del suelo en el caso de la zona no saturada.

Medida de parámetros físico-químicos de las aguas

En el momento de la toma de muestras de aguas subterráneas, superficiales y de lluvia se procedió a la medida de los parámetros físico-químicos siguientes: pH, potencial redox, oxígeno disuelto, temperatura del agua y conductividad eléctrica. En las aguas del medio no saturado se midió la conductividad, el pH y el potencial redox.

Las muestras de agua se transportaron hasta el laboratorio en un frigorífico

portátil, y posteriormente se conservaron a 5°C en un frigorífico hasta su posterior análisis. En las muestras de aguas (superficiales, subterráneas y de lluvia) se analizaron los elementos mayores, bicarbonato, carbonato, cloro, sulfatos, magnesio, sodio, potasio, calcio así como algunos elementos menores como nitratos, fosfatos y amoníaco. En las soluciones del suelo se determinó principalmente la concentración en nitratos, si bien también se analizaron las concentraciones en amoníaco, fosfatos y potasio. No obstante en las soluciones del suelo extraídas mediante los tomamuestras profundos (95 cm de profundidad) se analizaron todos los parámetros indicados para las aguas, lo que nos ha permitido controlar en periodo de ascenso del nivel freático la validez de los resultados obtenidos en las soluciones tomadas con los tomamuestras.

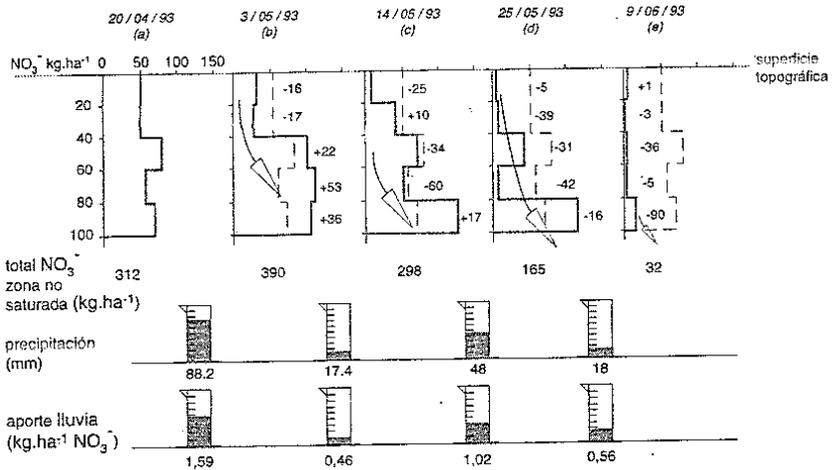
RESULTADOS

Las aguas subterráneas son de tipo bicarbonatado cálcico. Como característica principal hay que destacar las fuertes concentraciones en nitratos en las aguas superficiales (20 a 100 mg.l⁻¹), pero sobre todo en las aguas subterráneas las cuales presentan valores siempre superiores a 100 mg.l⁻¹ pudiendo alcanzar en algunos puntos valores superiores a los 200 mg.l⁻¹.

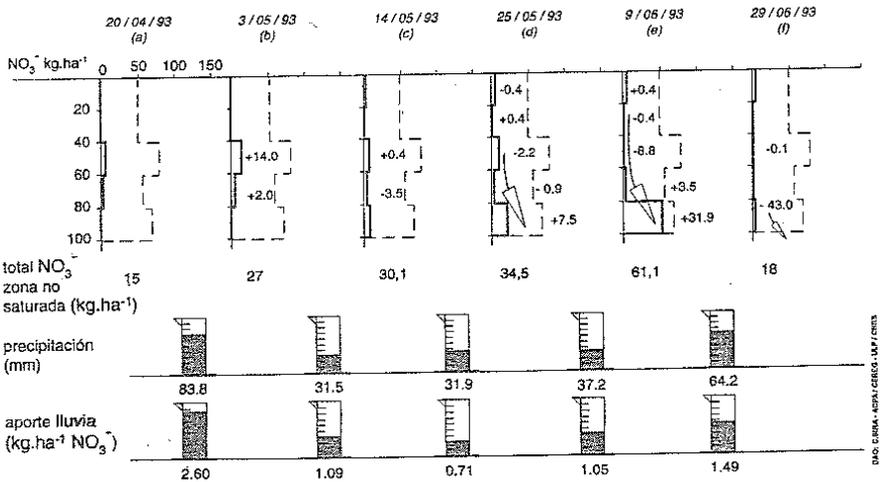
En las dos parcelas experimentales las concentraciones en nitratos en la zona no saturada (25 a 120 mg.l⁻¹) son menores que las encontradas en la zona saturada si bien estos valores son representativos de los meses de invierno, primavera y principios el verano, en los que no se observa el efecto de los abonos. En la figura 3 hemos representado la evolución de las concentraciones en nitratos de la zona no saturada en relación con un episodio lluvioso de fuerte intensidad. El contraste es grande entre los dos sectores, mientras que en el sector no agrícola las reservas en el suelo son del orden de 15 kg.ha⁻¹ en la zona agrícola estas representan 312 kg.ha⁻¹. La evolución de las concentraciones en el suelo muestran una disminución en función del tiempo, caracterizada por una disminución de las reservas.

En la zona de Arkaute, el volumen de nitratos retenidos en el primer metro del suelo pasa de 312 kg.ha⁻¹, antes del episodio lluvioso, a 390 kg.ha⁻¹ dos semanas después, para disminuir progresivamente hasta un volumen de 32 kg.ha⁻¹, ocho semanas después, lo que implica un lavado de 358 kg.ha⁻¹. El aumento de las reservas en el suelo durante las primeras etapas puede explicarse mediante un proceso de contaminación a partir del ascenso nivel freático en el caso de los niveles del suelo más profundos y al resultado de la resolubilización de una parte del abono aun existente en el suelo y a los aportes atmosféricos en el caso de los niveles superficiales. En el sector de Jungitu la evolución de las reservas de nitratos del suelo muestra una evolución diferente, caracterizada por un aumento continuo del volumen de nitratos, representado por una acumulación en los niveles más profundos, y un periodo de tiempo mayor para que los compuestos nitrogenados pasen al acuífero (10 semanas). El volumen de nitratos lavados en este sector representa solamente 43,1 kg.ha⁻¹ (12% del volumen lavado en el sector agrícola).

Arkaute (cultivo de patata)



Jungitu (sin cultivo)



Dpto. E.R.R.R.A.-A.P.R.A. C.E.R.S.G.A. I.A.P. I.N.I.T.A.

Elaboración: J.M. SÁNCHEZ - P.R. 92

Figura 3. Evolución de los volúmenes de nitratos en el primer metro del suelo en las dos parcelas experimentales en relación con un episodio lluvioso (Arkaute y Jungitu)

Los aportes en nitratos a partir de la lluvia durante este periodo son pequeños si los comparamos con las concentraciones en el suelo de la zona agrícola (figura 3). El volumen máximo aportado durante el periodo abril a junio es de $3,63 \text{ Kg.ha}^{-1}$ (aproximadamente $21,78 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{año}$) frente a los 312 Kg.ha^{-1} presentes en el suelo en el mes de abril. En cambio en el sector no agrícola, los aportes en nitratos a nivel anual, pueden ser mayores que las reservas del suelo. Estos representan $5,45 \text{ Kg.ha}^{-1}$ durante el mismo periodo (aproximadamente $32,7 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{año}$) frente a los 15 Kg.ha^{-1} presentes en el suelo en abril 1993.

Bien que los ascensos del nivel freático pueden contaminar la solución intersticial del suelo, su importancia es pequeña si la comparamos con los aportes de origen agrícola. Las concentraciones medias en nitratos del agua de la zona saturada presentan valores muy similares en las dos zonas: 165 mg.l^{-1} (periodo diciembre 1992 a junio 1993) en el sector de Jungitu y 160 mg.l^{-1} en el sector de Arkaute (zona cultivada). Por otro lado el nivel piezométrico se encuentra situado en las dos zonas a una profundidad media muy parecida (100 - 120 cm del suelo) lo que implica ascensos del freático de la misma magnitud. No obstante las concentraciones en nitratos de la zona no saturada son mucho mayores en el sector agrícola. El efecto de la contaminación de las soluciones del suelo por ascenso del nivel freático no puede, por lo tanto, ser el único causante de la contaminación de la zona saturada en el caso del sector agrícola. En la zona no cultivada, el aumento de las concentraciones en nitratos de la zona no saturada puede explicarse como el resultado de la contaminación por ascenso del nivel freático y del aporte de nitratos de origen atmosférico.

Si comparamos la evolución de las concentraciones en el suelo con las concentraciones en nitratos de la zona saturada (figura 4) podemos observar que la relación causa efecto entre lavado del suelo y contaminación del acuífero no es del todo evidente. En los primeros meses del estudio (enero a febrero 1993) las concentraciones en nitratos de las aguas subterráneas presentan un aumento importante, llegando a alcanzar los 260 mg.l^{-1} . En el mes de febrero un episodio de nieves produce una fuerte disminución de las concentraciones en la zona saturada posiblemente como resultado de un fenómeno de dilución. En el suelo las concentraciones en nitratos en la solución intersticial presentan un ligero aumento, que puede asociarse con un aumento de las concentraciones en la zona saturada, posiblemente como consecuencia de la contaminación a partir del ascenso del nivel freático. Un episodio lluvioso de fuerte intensidad en el mes de abril provoca una nueva dilución de las concentraciones en nitratos de la zona saturada asociada a un aumento posterior de la concentración en nitratos. En ambos casos, después de la disminución de las concentraciones en nitratos de la zona saturada, se observa un ligero aumento de la concentración en nitratos que puede atribuirse en parte al lavado de la zona no saturada. El efecto del lavado de los nitratos del suelo durante el mes de mayo no se observa claramente en las concentraciones en nitratos de la zona saturada, aunque estas sufren un ligero aumento. El aumento de las concentraciones en nitratos en las soluciones del suelo durante el mes de julio resulta de la aplicación del abonado previo al cultivo de la patata.

Las relaciones causa efecto entre contaminación de las aguas subterráneas y aporte de nitratos no pueden precisarse completamente en base a los datos disponibles. Este efecto puede explicarse en base a la naturaleza de los datos de que disponemos. Mientras que las concentraciones en nitratos en la zona saturada resultan de un efecto a nivel regional, los procesos de transferencia de contaminantes nitrogenados que hemos podido poner en manifiesto en este estudio solamente pueden generalizarse a nivel de esta parcela de estudio. Por otro lado el tiempo de circulación de la contaminación depende de la potencia de la zona no saturada, lo que implica tiempos de respuesta diferentes. En base a los datos existentes y al funcionamiento hidrogeológico del acuífero es previsible que durante los próximos meses (octubre a diciembre) el efecto del lavado de los suelos se observe a nivel de la contaminación de la zona saturada. Un fenómeno similar puede ser el origen del aumento de las concentraciones en compuestos nitrogenados en las aguas subterráneas durante los últimos meses del año 1992. En efecto, un episodio lluvioso de magnitud similar a la del mes de abril 1993, que tuvo lugar en el mes de junio 1992 puede ser el causante del aumento de las concentraciones de nitratos en el acuífero como consecuencia del lavado de la zona no saturada.

CONCLUSIONES

En este trabajo hemos puesto de manifiesto cómo el estudio de la evolución de las concentraciones en nitratos de las soluciones del suelo en medio no saturado pueden permitir establecer un balance de exportación de contaminantes hacia la zona saturada.

El lavado de la zona no saturada por mediación de la lluvia o de los riegos está directamente relacionado con el lavado del suelo, si bien su importancia es función de las cantidades de agua aportadas. Las relaciones causa-efecto entre lavado del suelo y contaminación de las aguas subterráneas son difíciles de precisar en base a los datos de que disponemos. El ascenso del nivel piezométrico modifica las reservas en nitratos del suelo por contaminación de la solución intersticial, aunque su importancia es limitada a la zona próxima a la zona saturada. La contaminación de la zona no saturada por ascenso del nivel freático es similar en las dos parcelas experimentales ya que las aguas subterráneas presentan un movimiento del nivel freático y un nivel de contaminación comparable. No obstante las concentraciones de las soluciones intersticiales son mucho menores en la zona no cultivada, lo que no puede explicarse exclusivamente por un proceso de contaminación por ascenso del nivel freático.

En base a estos resultados, parece indispensable continuar la experiencia durante un periodo de tiempo mayor (mínimo un año), lo que seguramente nos permitirá explicar mejor gran parte de los procesos que tienen lugar en la zona no saturada.

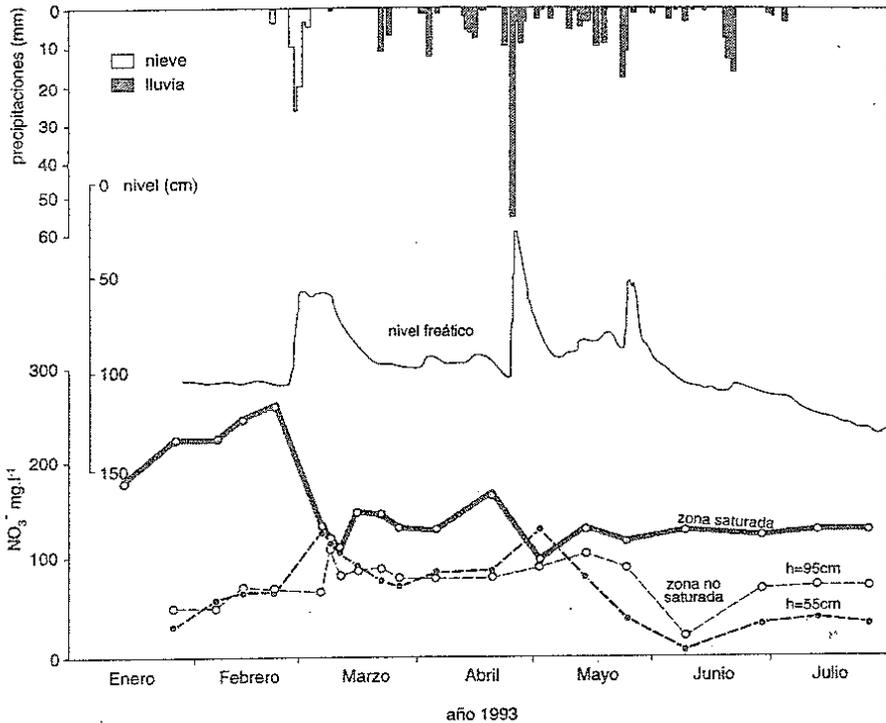


Figura 4. Evolución de las concentraciones en nitratos en la zona no saturada (a 55 y 95 cm de profundidad) en relación con el funcionamiento hidrológico en la parcela experimental de Arkaute

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea (Referencias = 121.310-E 007/90 y 121.310-E 119/91) y no habría podido llevarse a cabo sin la colaboración desinteresada de Rogelio Echeandía (Jungitu) y del personal de la Granja experimental para la Mejora de la patata de Arkaute.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSEN, L.J. y KRISTIANSEN, H. (1984). Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup basin, Denmark. *Environmental Geology*, 5(4), 207-212.
- ARRATE, I. y ANTIGÜEDAD, I. (1991). Estudio hidrodinámico des Karst de Apodaka mediante ensayos con trazadores. *Geolis*, 5(1), 31-47.
- ARRATE, I., MORELL, I. y ANTIGÜEDAD, I. (1992). La contaminación por nitratos en el Acuífero Cuaternario de Vitoria-Gasteiz. Distribución espacial y evolución temporal. V *Simposio de Hidrogeología*. Vol. XVI, 113-127.
- ARRATE, I., ANTIGÜEDAD, I., IRIBAR, V. y SANCHEZ-PEREZ, J.M. (1993). Problems related to management of the ressources in the Quaternary Aquifer of Vitoria-Gasteiz (Basque Country). *Memoires of International Conference on Environmental Pollution (ICEP2)*, vol. 1, pp. 95-103. Barcelona.
- ARRATE, I.; ANTIGÜEDAD, I., LLANOS, H., LARESGOITI, M.F., ALONSO, R. y GALLO, B. (en prensa): Determinación de la estructura y funcionamiento del karst de Apodaka (País Vasco) mediante ensayos con trazadores. *Hidrogeología*.
- BERNHARD, C., CARBIENER, R., CLOOTS, A.R., FROELICHER, R., SCHENCK, Ch. y ZILLIOX, L. (1992). Nitrate pollution of groundater in the alsatian plain (France). A multidisciplinary study of an agricultural area: the central ried of the Ill river. *Environ. Geol. Water. Sci.*, 20(2), 125-137.
- FUSTEC, E., SCHENCK, C., CLOOTS-HIRSCH, A.R., SOULIE, M., y BOUTON, D. (1991). *Les nitrates dans les vallées alluviales*. Ministère de l'Environnement (SRETIE) et (CNRS), 52 pp.
- GUSTAFSON, A. (1983). Leaching of nitrates from arable land into groundwater in Sweden. *Environmental Geology*, 5(2), 65-71.
- GUIMERA, J. (1993). Metodología de estudio de la contaminación de acuíferos por nitratos. Aplicación al acuífero del Maresme. En: L. Candela y M. Varela (eds), *La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas : métodos, medición y modelos*, pp. 197 - 219, Ed. CIMNE (Barcelona), ISBN 84 87867 27 8.
- SANCHEZ-PEREZ, J.M. Y MORELL, I. (1994). Precauciones de uso de tomamuestras de succión equipados con cerámicas porosas. *Investigación en Zona No Saturada*. Ed. I. Morell, pp: 9 - 15
- SANCHIS, E.J. (1991). *Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia*. Ed. Graficuatre, 340pp.
- RAMOS, C. y VARELA, M. (1993). Lixiviación de nitratos en dos parcelas experimentales en regadío de Valencia. En: L. Candela y M. Varela (eds), *La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas : métodos, medición y modelos*, pp. 183 -197, Ed. CIMNE (Barcelona), ISBN 84 87867 27 8.