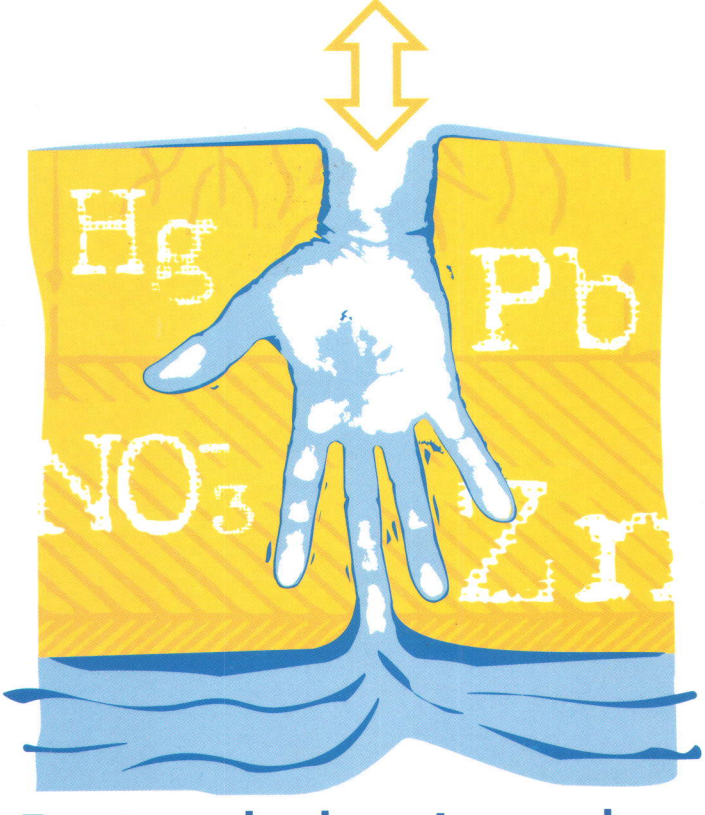
Instituto Tecnológico
GeoMinero de España
Ministerio de Medio Ambiente

1849 ITGE 1999
150 ANIVERSARIO

La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente



Textos de las Jornadas celebradas en Valencia

Editores:
J. Samper,
A. Sahuquillo
J.E. Capilla
J.J. Gómez Hernández

aih iah
Asociación Internacional de Hidrogeólogos
Grupo Español

1468-A
1468-A

Instituto Tecnológico
GeoMinero de España

La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente

Textos de las Jornadas celebradas en Valencia

J. Samper, A. Sahuquillo, J.E. Capilla, J.J. Gómez Hernández (*Editores*)

ESTE DOCUMENTO FORMA PARTE DEL ARCHIVO DE LA OFICINA DE PLANIFICACION

[illegible]	1968	Ejemplar: →	1-1
NUM. C.I.A.: →		Tomo: →	1-1
[illegible]		Contenido:	
LIBROS →			

aih iah

Asociación Internacional de Hidrogeólogos
Grupo Español

© EDITA: INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA
C/ Ríos Rosas, 23, 28003 MADRID

I.S.B.N.: 84-7840-364-7
Depósito Legal: M-19320-1999
NIPO: 320-98-017-2

Fotomecánica: INFORAMA, S.A. - Príncipe de Vergara, 210, 28002 MADRID
Imprime: GRAFISTAFF, S.L. - Avda. del Jarama, 24, COSLADA (Madrid)

PRÓLOGO

Las aguas subterráneas, a parte de los inasequibles hielos polares, constituyen la mayor reserva de agua dulce continental, equivalente a un espesor de agua libre de 11 m, con una amplia distribución territorial y asequibles de forma relativamente fácil, económica y segura, de forma adaptable al desarrollo y crecimiento de las necesidades, y en general libres de gérmenes patógenos. De ahí su relevante papel para la sociedad, además de sus importantes funciones medioambientales. Sin embargo las actividades humanas sobre el territorio -agricultura intensiva y regadío, urbanización, acumulación de residuos, vertidos incontrolados, perforaciones y pozos inadecuadamente construidos, operados y mantenidos, actividades mineras e industriales poco cuidadosas, ...- suponen una importante amenaza de alteración de las características naturales de esas aguas subterráneas mediante modificaciones de las características y la introducción de substancias -polución- y la alteración del flujo de esas aguas subterráneas del agua en los sistemas acuíferos por desplazamiento de aguas salinas, penetración del agua del mar e infiltración de aguas superficiales. Ello lleva a que sus propiedades físicas, químicas, radioactivas y biológicas se degraden -contaminación- en diversos grados, afectando así a sus usos, a otras fases del ciclo hidrológico y al medio ambiente. El que buena parte del proceso de contaminación suceda fuera de nuestra inmediata percepción -tanto en el pozo accesible medio no saturado, como en el medio saturado- hace que una vez detectado el volumen afectado pueda ser ya muy grande -sobre todo en los casos de contaminación difusa-, que sea difícil poner en marcha procesos de defensa, actuación y corrección, que con frecuencia no se acaben de identificar claramente las causas, que el remedio sea muy costoso y dilatado en el tiempo -aunque haya que hacerlo- y que las imputaciones legales de responsabilidades suelan entrar en complicados vericuetos de difícil salida.

La contaminación de las aguas subterráneas es así uno de los más serios problemas que debe afrontar la Unión Europea y que está siendo objeto de regulaciones específicas, y lo es también en los otros países industrializados, que en sus programas medioambientales y de sustentabilidad de los recursos esenciales a la vida humana y a la Sociedad empiezan a considerar seriamente la salvaguardia del patrimonio hídrico. En este sentido los Estado Unidos de Norteamérica tomó la delantera con su Ley sobre Polución de las Aguas y la creación de la Agencia de Protección Ambiental, con la dotación del Fondo Especial (Superfund) para ir resolviendo las más serias afecciones a suelos y acuíferos. Pero el problema no es exclusivo de los países industrializados, sino también -y cada vez más- de los países en vías de desarrollo ya que de no adoptar medidas proporcionadas y realistas a tiempo pueden ver coartados sus esfuerzos de desarrollo y de ir cerrando distancias en la renta y en el bienestar social al quedar atrapados en los mismos -o mayores- errores que los otros países que les han precedido, y sin medios ni tiempo para corregirlos.

En España, conglomerado de áreas industrializadas y áreas rurales, de zonas húmedas y de áreas secas, de llanos y montañas, de páramos interiores y de dilatadas costas, las circunstancias son muy

diversas, con el resultado de una elevada demanda que lleva a explotaciones intensivas de numerosos acuíferos al tiempo que a riesgos serios de contaminación, que en determinados casos son ya paradigmas de degradación. Sin insinuar el catastrofismo de una seria pérdida general de calidad -que afortunadamente no es cierta aún- los datos indican claramente que España no es una excepción, que los problemas de Europa son también nuestros y que en algunas situaciones podemos -lamentablemente- tener el "Guiness" de ciertas contaminaciones por nitratos y retornos salinos de riego en áreas de cultivo intensivo con alta aplicación de fertilizantes, serias afecciones mineras -como las salinas en los acuíferos del Bajo Llobregat o notables fugas de hidrocarburos como la sucedida en 1991 en el mismo Bajo Llobregat- o insistentemente mantenidas situaciones de intrusión marina en muchos puntos del litoral insular y continental,.... No obstante los acuíferos tardan en contaminarse y si se es consciente de una amenaza o situación accidental puntual suele haber tiempo para implementar acciones de corrección sin que haya que cesar en su utilización controlada. Tal es la experiencia del reciente accidente de la ruptura de la gran balsa de lodos piríticos de Aznalcóllar.

Las razones aludidas son las que han llevado al Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH-GE) y al Instituto Tecnológico Geominero de España a la secuencia de reuniones con el título Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España, primero, en Barcelona en 1981, luego en Alcalá de Henares en 1994 y ahora en Valencia. El objetivo es avanzar en el conocimiento de la contaminación de las aguas subterráneas, reunir a los que la estudian para el intercambio de experiencias y preparar un documento que sirva de base para que se orienten las investigaciones, se encaucen los estudios, se prioricen las actividades de gestión y administrativas, y se sensibilice a los gestores, estamento político y últimamente al público en general, que es el que con sus votos bien informados han de decidir qué esfuerzos de protección y salvaguardia han de ocupar los lugares preferentes.

La estructura del documento es el resultado de una fórmula de estructura de las reuniones que en estas actividades de la AIH-GE, normalmente con el apoyo del ITGE, se ha mostrado eficaz. Es decir, combinar comunicaciones con ponencias invitadas, con puntos de vista complementarios y mesas redondas resumidas por un relator que reúne la esencia de lo discutido en el contexto de su propio conocimiento y experiencia.

Es de destacar el notable desarrollo de los aspectos en relación con la agricultura -no tanto de la ganadería- y el interés por los aspectos de vulnerabilidad y protección, la moderada contribución de los aspectos urbanos e industriales, y la escasa representación de estudios en relación con depósitos de residuos. Aunque no hay un tema específico, otro ausente -en gran manera- es la remediación de acuíferos contaminados y de suelos que la pueden provocar.

Aun con el sesgo que puede introducir el tratarse de sólo una reunión, convocada con generalidad pero focalizada a un sector hidrogeológico, en el que la respuesta real tiene cada vez mayor peso universitario e investigador que empresarial y de la Administración -por razón de la mayor tendencia, entreno e incentivo a comunicar y publicar de los primeros- no es fácil substraerse a la tentación de entresacar algunas ideas. Tales serían las referentes a la aún escasa toma de conciencia real y práctica de los órganos gestores del agua y de los que han de plasmar la política del agua sobre la contaminación del agua subterránea, su estudio, conocimiento y prevención, y sobre las acciones de restauración. Esa escasa toma de conciencia -independientemente de la exis-

tencia de normas, declaraciones de intenciones y algunas personas dedicadas- se traduce en parquedad de equipos humanos, falta de recursos, destecnificación de los organismos gestores y administrativos, no asunción de responsabilidades por los causantes de contaminación, dificultad de aplicación real de la normativa y escasa eficiencia del sistema que ha de aplicar -con justicia, equidad y oportunidad- la legislación. Asimismo esa escasez de toma de conciencia está en línea con la a veces poca claridad de esa misma legislación y notables lagunas en la misma.

Futuros eventos similares seguirán siendo un termómetro para apreciar la salud o enfermedad de nuestras aguas subterráneas y de los órganos -públicos y privados- que han de garantizar su higiene, proveer la protección y encauzar la regeneración.

Como Director General del ITGE al tiempo que Catedrático de Hidrología Subterránea de la UPC, miembro del Consejo de la AIH y anterior presidente de la AIH-GE es un honor poder presentar esta publicación en la que la comunidad con interés y responsabilidad en el uso sustentable de los recursos de agua va a encontrar ideas, caminos, propuestas, recomendaciones y elementos de apoyo a su actuación en su correspondiente campo de trabajo y responsabilidad.

Emilio Custodio Gimena
Director General del Instituto Tecnológico Geominero de España

PREÁMBULO

La Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH) reúne a más de 3000 afiliados de 120 países. Sus fines son el intercambio de conocimiento y la promoción de actividades en torno a la Hidrogeología. Para ello, organiza Simposios, Congresos y reuniones, edita monografías científico-técnicas y la revista internacional "Hydrogeology Journal". Los socios españoles (más de 350) han formado el Grupo Español de la AIH (AIH-GE), con una Junta Directiva que se renueva cada tres años. El grupo español representa y coordina las actividades de la AIH en España y colabora en las tareas internacionales. Además promueve actividades de interés para los socios españoles y en ocasiones de ámbito internacional. Algunas de estas actividades, reflejadas en publicaciones, han tenido como objetivo *La Contaminación de las Aguas Subterráneas* (Barcelona, 1981 y Alcalá de Henares, 1994), *La Sobreexplotación de Acuíferos* (Almería, 1989, Puerto de la Cruz, 1991), *La Ley de Aguas y las Aguas Subterráneas* (Zaragoza, 1988 y Murcia, 1995), *Las Aguas Subterráneas en la Planificación Hidrológica de diversas cuencas españolas* (las Cuencas del Ebro, Júcar e internas de Cataluña, Lleida, 1996; las de Canarias, Las Palmas de Gran Canaria, 1997), *las Técnicas de Perforación de Pozos* (Madrid, 1994), *los Perímetros de Protección de las Aguas Subterráneas* (Barcelona, 1994), o *la Evaluación de la Recarga de los Acuíferos en la Planificación Hidrológica* (Las Palmas de Gran Canaria, 1997). También organiza mesas redondas, debates y conferencias sobre temas de actualidad tales como *Las Aguas Subterráneas en el Avance del Plan Nacional de Regadíos* (Madrid, 1996), *Las Aguas Subterráneas en la Reforma de la Ley de Aguas* (Madrid, 1997), *Las Aguas Subterráneas en el Borrador de Directiva Comunitaria Marco del Agua* (Madrid, 1997; Barcelona 1998), *el Programa Comunitario de Acción en Materia de Aguas Subterráneas* (Madrid, 1997) y *Problemas Legales en la Perforación e Inscripción de Aprovechamientos de Aguas Subterráneas* (Madrid, 1998).

Las aguas subterráneas en España constituyen un recurso de gran valor socio-económico, estratégico y medioambiental. Un tercio de la población se abastece con aguas subterráneas y casi la tercera parte del regadío español - el más rentable - se suministra con extracciones desde los acuíferos. Las aguas subterráneas son además un recurso de gran valor estratégico; en muchas regiones de nuestro país las aguas subterráneas constituyen la única fuente natural de suministro. La gran magnitud de las reservas subterráneas, que supera ampliamente a la que pueden proporcionar todos los actuales embalses españoles, confiere a los acuíferos un gran valor estratégico como reservas de emergencia en épocas de sequía (tan frecuentes en nuestro país). Los ecosistemas más emblemáticos de nuestro país como los de Doñana y Daimiel así como un gran número de zonas húmedas y bosques de galería se sustentan gracias al aporte de las aguas subterráneas en el marco de un frágil equilibrio hidro-eco-biológico. El papel socio-económico, estratégico y medio-ambiental de las aguas subterráneas puede verse seriamente afectado como consecuencia de los procesos de contaminación. La contaminación de las aguas subterráneas se está convirtiendo en algunas zonas de

España en un grave problema. Sin embargo, el conocimiento de estos problemas es aún reducido debido a una conjunción de factores. Por un lado, los aspectos de cantidad todavía concentran la mayor parte de la atención y los recursos económicos. Los estudios sobre prevención, control y regeneración no se consideran prioritarios. La escasez de controles puede ocultar parcialmente la magnitud real del problema. El hecho de que el nivel freático se encuentre a gran profundidad puede retrasar los efectos de la contaminación y producir una falsa sensación de protección natural. En general, existe poco interés en conocer la verdadera magnitud del problema por los posibles perjuicios económicos y ambientales que la contaminación puede conllevar. Aunque la situación de la contaminación de las aguas subterráneas en España no es tan grave como en otros países europeos, de acuerdo con los datos del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (MOPTMA-MINER, 1994), existen problemas de intrusión salina en numerosos acuíferos costeros y la contaminación por nitratos constituye un problema en un gran número de acuíferos. De acuerdo con el citado libro, en uno de cada 5 emplazamientos de resíduos y vertidos industriales existe contaminación de las aguas subterráneas (se estima que pueden existir casi un millar de dichos emplazamientos con contaminación de aguas subterráneas). Se carece de información suficiente sobre la magnitud de la contaminación por plaguicidas y por actividades urbanas, si bien el gran volumen de residuos sólidos urbanos que se encuentran en vertederos incontrolados hace suponer que estos resíduos pueden haber contaminado las aguas subterráneas en numerosos lugares.

Las tendencias recientes en la normativa de la Unión Europea tienden a poner su énfasis en los aspectos de calidad de las aguas subterráneas. De hecho, el Programa Comunitario de Acción en Materia de Aguas Subterráneas (96/C 355/01) reconoce claramente que "la preservación de las aguas freáticas constituye el principal objetivo de la política hidrológica comunitaria". En el Borrador de la Directiva Comunitaria Marco del Agua, actualmente en fase de discusión por parte de los estados miembros, se establece que antes del 2010 se deberá alcanzar un "buen estado de las aguas subterráneas". Además, los estados miembros deberán garantizar la recuperación íntegra de todos los costes de los servicios correspondientes al uso del agua, incluidos los medio-ambientales y los de regeneración de la calidad de las aguas contaminadas.

La copiosidad de las lluvias en los últimos años ha sosegado y calmado los tradicionales conflictos del agua. Esta época de calma relativa, en la que los aspectos de cantidad de agua no apremian, es la propicia para abordar el "problema pendiente" de la calidad y contaminación de las aguas subterráneas. Por ello, la AIH-GE estimó oportuno organizar unas Jornadas sobre *La Contaminación de las Aguas Subterráneas: un Problema Pendiente*, cuyas actas se presentan en esta publicación.

Las presentes jornadas constituyen una iniciativa de la AIH-GE que encontró una rápida respuesta del Grupo de Hidrología Subterránea de la E.T.S. de Ingenieros de Caminos de la Universidad Politécnica de Valencia que ofreció su disposición a colaborar en su organización. Se constituyó un Comité Organizador, integrado por los miembros de la Junta Directiva de la AIH-GE, y un Comité Local integrado por representantes de diversas instituciones, organizaciones y empresas de la Comunidad Valenciana. Trabajando de forma coordinada y complementaria, los dos comités hicieron posible que se pudiesen celebrar estas jornadas.

Las Jornadas constaron de tres días de presentaciones de Temas, Conferencias y Mesas Redondas y sus correspondientes debates que tuvieron lugar los días 8, 9 y 10 de junio de 1998 en

la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Valencia. El día 11 de junio se realizó una visita técnica a la Plana de Castellón. Las Jornadas se estructuraron en cinco temas:

1. La contaminación de las aguas subterráneas por actividades agrarias.
2. La contaminación de las aguas subterráneas por actividades urbanas e industriales.
3. La contaminación de las aguas subterráneas por vertederos y depósitos enterrados.
4. Vulnerabilidad y protección de la calidad de las aguas subterráneas.
5. Aspectos técnico-legales de la contaminación de las aguas subterráneas.

Dentro de cada tema se incluyeron dos conferencias invitadas de 30 minutos cada una, una desde la visión de la Administración y la otra desde la visión del usuario y/o desde la investigación. Además se celebraron dos Mesas Redondas que abordaron dos temas de gran relevancia: (1) la Directiva Comunitaria 676/91 sobre Nitratos y (2) la Vulnerabilidad, Protección y Gestión de la Calidad de las Aguas Subterráneas. Hubo cuatro sesiones de Comunicaciones Libres dentro de cada uno de los cinco temas anteriores (excepto en el quinto tema) y una dedicada a Modelos Numéricos para el análisis y cuantificación de la calidad y contaminación de las aguas subterráneas. Sólo 27 de las 60 comunicaciones recibidas fueron presentadas oralmente. El resto se expusieron en forma de Carteles. Todo lo anterior se completó con la Conferencia Inaugural, que trató sobre las perspectivas de protección de las aguas subterráneas en Europa, y la Conferencia de Clausura, en la que se presentó un resumen de las principales conclusiones de las jornadas y se abordó el panorama futuro de la contaminación de las aguas subterráneas.

Para la elaboración del programa de las Jornadas y la composición de las conferencias y mesas redondas, el Comité Organizador procuró mantener un equilibrio entre los representantes de la Administración, los profesionales, expertos, y usuarios. Salvo excepciones justificadas, se intentó contar con las personas más indicadas para cada uno de los temas.

Para la organización de las jornadas fue esencial el trabajo del Comité Organizador, destacando la labor de Margarida Valverde y Raquel Burgos, y del Comité Local encabezado por Andrés Sahuquillo como Presidente y José Capilla como Secretario. El Comité Científico colaboró en la valoración de las comunicaciones libres y en la definición de la estructura de las jornadas. La realización de las jornadas no hubiera sido posible sin el apoyo económico e institucional de diversas entidades nacionales, autonómicas y locales. Se contó con el patrocinio de:

- la Universidad Politécnica de Valencia (UPV).
- la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la UPV que acogió las jornadas y prestó toda clase de medios, instalaciones, apoyo logístico y especialmente de recursos humanos
- la Generalitat Valenciana a través de las Consejerías de Obras Públicas, de Medio Ambiente y de Agricultura.
- la Confederación Hidrográfica del Júcar
- y el Instituto Tecnológico Geominero de España

También se contó con el apoyo de una larga lista de co-patrocinadores y colaboradores: Aforos y mantenimientos hidráulicos, S.A. - Aformhidro; Aguas de Valencia, S.A.; Área de Medio

Ambiente de la Diputación Provincial de Valencia; Ayuntamiento de Valencia; Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología; Conselleria de Cultura - Generalitat Valenciana; Consejo de Seguridad Nuclear; Diputación de Castellón; Dirección General de Investigación Científica y Técnica - Ministerio de Educación y Ciencia; Dirección General de Régimen Hidráulico del Govern Balear; Evaluación de Recursos Naturales, S.A. - EVREN; Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea de Barcelona; Fundación ENRESA; HIDRA, Gestión Integral del Agua, S.A.; Merck - Farma y Química, S.A.. Desde aquí queremos agradecer en nombre del Comité Organizador a todos los patrocinadores, copatrocinadores y colaboradores por su apoyo. También se desea agradecer a los conferenciantes invitados, los miembros de las Mesas Redondas, los Moderadores y Relatores por haber respondido amablemente a participar y contribuir al éxito de las jornadas. Queremos expresar en particular el agradecimiento a dos eminentes hidrogeólogos extranjeros, S. Foster y J. Vrba, por su activa participación y contribución a las jornadas.

Con estas jornadas la AIH-GE pretendió ofrecer a sus asociados, a la comunidad hidrogeológica en general, y a la Administración del Agua y sus gestores una oportunidad para debatir los aspectos más relevantes de la contaminación de las aguas subterráneas. Las jornadas se plantearon con los siguientes objetivos: (1) contribuir a que se reconozca la importancia de considerar los aspectos de calidad de las aguas subterráneas en la planificación y gestión del agua; (2) establecer, en base al conocimiento disponible, la magnitud real de este problema e identificar las carencias actuales de conocimiento; (3) concienciar a la sociedad de que la contaminación de las aguas subterráneas es un problema, cuya gravedad puede acentuarse en el futuro inmediato si no se aborda a tiempo. Por ello, es importante que se admita socialmente la realidad del problema; y (4) establecer mecanismos y proponer estrategias encaminadas a la preservación de las aguas subterráneas para su utilización actual y futura como fuente de recursos hídricos y para el necesario mantenimiento del equilibrio medioambiental.

Javier Samper Calvete
Presidente AIH-GE.

ÍNDICE

Pág.

INAUGURACIÓN DE LAS JORNADAS

PALABRAS INAUGURALES:
Emilio CUSTODIO GIMENA 19

CONFERENCIA INAUGURAL:
Políticas de protección de las aguas subterráneas en Europa. *"Feet-on-the-ground or head-in-the-sand"*
Stephen FOSTER 25

TEMA 1: CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES AGRARIAS

CONFERENCIA N.1.1: La contaminación de las aguas subterráneas por las actividades agrarias en España: visión desde la Administración.
Juan Antonio LÓPEZ GETA 39

CONFERENCIA N.1.2: La contaminación de las aguas subterráneas por las actividades agrarias en España: visión desde la investigación.
Lucila CANDELA LLEDÓ 53

SESIÓN DE COMUNICACIONES N. 1

- ABRIL, F.; DE PAZ, J.M. y RAMOS, C.. El riesgo de lixiviación de nitrato en las principales zonas hortícolas de la Comunidad Valenciana 65
- BÁEZ, D.; PINTO, M.; ESTAVILLO, J.M. y RODRÍGUEZ, M.. Utilización de cultivos cobertera para minimizar la lixiviación de nitratos en rotaciones de maíz 73
- CABRERA, Mª Carmen y CUSTODIO, Emilio. La contaminación por retornos de riego en la zona de Telde (Gran Canaria) 81
- COSTA ALANDÍ, Carmen; GARCÍA LAPRESTA, Miguel y PINILLA LÓPEZ-OLIVA, Luis. Diseño de la red de control de nitratos en las aguas subterráneas de la cuenca del Ebro 89
- DE LA TORRE SÁNCHEZ, María Luisa y GRANDE GIL, José Antonio. Descripción de una experiencia para la reducción de la contaminación por nitratos mediante la aplicación de lodos de depuradora y zeolita cubana al cultivo de fresón 95
- DE PAZ BECARÉS, José Miguel y RAMOS MOMPÓ, Carlos. Evaluación del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por nitrato con un acople SIG - modelo de simulación de nitrógeno en suelos agrícolas 101

- DURÁN VALSERO, Juan J. y VALLEJO ORDÓÑEZ, Mercedes. Contaminación de las aguas subterráneas con nitrato procedente de actividades agrícolas. Consecuencias en el abastecimiento urbano: el caso de Villanueva de Tapia (Málaga) ... 111
- GARCÍA-ARÓSTEGUI, José L.; HIDALGO ESTÉVEZ, Mª Carmen y CRUZ-SAN JULIÁN, Javier. Evaluación de la contaminación por nitratos en el acuífero de Vélez (Málaga) ... 121
- GARRIDO, Teresa; COSTA, Carme; FRAILE, Josep; OREJUDO, Emilio; NIÑEROLA, Josep M.; GINEBREDA, Antoni; OLIVELLA, Lourdes y FIGUERAS, Mercè. Análisis de la presencia de plaguicidas en diversos acuíferos de Cataluña ... 127
- HIDALGO ESTÉVEZ, Mª Carmen y MAÎTRE, Veronique. Análisis de la persistencia de la atrazina en la zona saturada de un acuífero fluvio-glacial (Cantón de Vaud, Suiza) ... 133
- MAS-PLÀ, Josep; BACH, Joan y MONTANER, Jordi. Distribución de los compuestos de nitrógeno en el sistema hidrogeológico Baix Ter - Gavarres (Girona) ... 139
- MONTANER, Jordi; SOLÀ, Joan; BOIXADERA, Jaume, TEIXIDOR, Narcís y MAS, Josep. Descripción y valorización agrícola de la contaminación por nitratos en los acuíferos aluviales del Baix Fluvià (Girona) ... 147

RESUMEN DEL TEMA 1
Moderador: Carlos RAMOS MOMPÓ (IVÍA)
Síntesis redactada por el Relator: **J. Manuel PASCUAL DÍAZ** (AIH-GE) ... 155

MESA REDONDA N. 1: Directiva 676/91C de nitratos: Situación en España.
1. **Alfredo BARÓN PERIZ** ... 159
2. **José Luis ORTIZ CASAS** ... 165
3. **Emilio SANCHIS MOLL** ... 171
4. **Juan VALERO DE PALMA MANGLANO** ... 175

RESUMEN DE LA MESA REDONDA N.1
Moderadora: Loreto FERNÁNDEZ RUIZ (ITGE)
Síntesis redactada por la Relatora: **Marisol MANZANO ARELLANO** (UPC) ... 187

TEMA 2: CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES

CONFERENCIA N.2.1: La contaminación de las aguas subterráneas por actividades urbanas e industriales en España: visión desde la Administración.
Josep Maria NIÑEROLA PLÀ ... 193

CONFERENCIA N.2.2: La contaminación de las aguas subterráneas por actividades urbanas e industriales: la visión de los usuarios.
Francisco LUQUE MONTILLA ... 211

SESIÓN DE COMUNICACIONES N. 2

- COLETO FIAÑO, Isabel; CUCURELLA i CRUIXENT, Martí; RODRÍGUEZ SANTISTEBAN, Regina y TENAJAS LÓPEZ, Jesús. Regeneración natural del medio hídrico ante un problema de calidad organoléptica de las aguas. Cuenca media-baja del río Tordera 223
- COSTA ALANDÍ, Carme y NIÑEROLA PLÀ, Josep Maria. Contaminación por dioxanos y regeneración del acuífero aluvial del Río Tordera (Cataluña) 231
- ELVIRA DEL CID, Margarita; ALONSO GARCÍA, Ana María y MARTÍNEZ ETAYO, Leticia. Estudio de microcontaminantes orgánicos en las aguas subterráneas.. 239
- IRÍBAR SORAZU, Vicente; IZCO ARMENDARIZ, Félix; TAMÉS URDIAIN, Patxi; ANTIGÜEDAD AUZMENDI, Iñaki y DA SILVA RODRIGUES, Andoni. Contaminación del acuífero de Troya (Mutiloa, Guipuzcoa) por oxidación de sulfuros: atenuación natural e inducida 247
- MOLINERO HUGUET, Jorge; SORIANO HOYUELOS, Gemma y SAMPER CALVETE, Javier. Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en Galicia: situación general y estudio de detalle en la cuenca del Valiñas 255
- ROSINO ROSINO, Jesús; GARCÍA PASCUAL, Iñaki e HIDALGO RUIZ, Juan. Contención de la contaminación de acuíferos. Aplicación de técnicas de bombeo 261

RESUMEN DEL TEMA 2

Moderador: Luis GODÉ LANAU (Junta de Saneamiento. Generalitat de Catalunya)
Síntesis redactada por el Relator: **Miguel ARENAS CUEVAS** (INIMA) 271

TEMA 3: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR VERTEDEROS Y DEPÓSITOS ENTERRADOS

CONFERENCIA N.3.1: La contaminación de las aguas subterráneas por vertederos y depósitos enterrados en España: visión desde la Administración.
Loreto FERNÁNDEZ RUIZ 283

CONFERENCIA N.3.2: La contaminación de las aguas subterráneas por vertederos y depósitos enterrados en España: visión desde la investigación.
Isabel HERRÁEZ SÁNCHEZ DE LAS MATAS 295

SESIÓN DE COMUNICACIONES N. 3

- RODRÍGUEZ PACHECO, Roberto L. y CANDELA LLEDÓ, Lucila. La contaminación de las aguas subterráneas. Moa. Holguín. Cuba 305
- VADILLO PÉREZ, Iñaki; CARRASCO CANTOS, Francisco; ANDREO NAVARRO, Bartolomé; GARCÍA DE TORRES, Amparo y BOSCH OJEDA, Catalina. Contaminación por lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos en acuíferos carbonatados: vertedero de La Mina (Provincia de Málaga) 313

RESUMEN DEL TEMA 3

Moderador: Andreu GALOFRÉ i TORREDEMER (Junta de Aguas. Generalitat de Catalunya)

Síntesis redactada por el Relator: **Luis SOLÍS GARCÍA-BARBÓN** (INTECSA)..... 321

TEMA 4: VULNERABILIDAD Y PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

CONFERENCIA N.4.1: Vulnerabilidad y Protección de Acuíferos en España: visión desde la Administración.

Manuel VARELA SÁNCHEZ..... 327

CONFERENCIA N.4.2: Vulnerabilidad y Protección de Acuíferos en España: visión desde la investigación.

Juan FORNÉS AZCOITI y M. Ramón LLAMAS MADURGA..... 339

SESIÓN DE COMUNICACIONES N. 4

- ANDREU RODÉS, José Miguel; ESTÉVEZ RUBIO, Antonio; MORELL EVANGELISTA Ignacio y PULIDO-BOSCH, Antonio. La contaminación de acuíferos kársticos ligada a la sobreexplotación..... 355
- ARAGÓN RUEDA, Ramón; SOLÍS GARCÍA-BARBÓN, Luis y HORNERO DÍAZ, Jorge E.. Características químicas de las aguas subterráneas de la cuenca del Segura. Aptitud de uso y principales fuentes de contaminación..... 363
- BARBA-ROMERO MUÑOZ, Joaquín; CORCHÓN RODRÍGUEZ, Francisco y FERRER POLO, Javier. Determinación de un perímetro de delimitación de los acuíferos utilizados por la Comunidad de Regantes de Vall d'Uixó (Castellón)..... 373
- GALINDO RODRÍGUEZ, Elena y DEL POZO GÓMEZ, Miguel. La calidad de las aguas subterráneas de Ibiza y su problemática..... 381
- GARRIDO SCHNEIDER, Eduardo; AZCÓN GONZÁLEZ DE AGUILAR, Antonio; MORENO MERINO, Luis y NAVARRETE MARTÍNEZ, Paloma. Evaluación de la carga contaminante generada por las actividades antrópicas sobre las unidades hidrogeológicas de la cuenca del Ebro..... 389
- HERNÁNDEZ GARCÍA, María Elvira; LLAMAS MADURGA, M. Ramón y CRUCES DE ABIA, Joaquín. El impacto de los pozos abandonados sobre la calidad de las aguas subterráneas del acuífero de Madrid..... 399
- MACEDO, María Emilia y MARCO, Orlando. Directiva 91/676/CEE: protección de las aguas contra la polución causada por nitratos de origen agrícola. Aplicación portuguesa de la directiva comunitaria..... 409
- MARTÍNEZ, M.; DELGADO, P. y FABREGAT, V.. Aplicación del método Drastic para la evaluación del riesgo de afección a las aguas subterráneas por una obra lineal. 413
- MONTANER, Jordi; SOLÀ, Joan; BOIXADERA, Jaume y TEIXIDOR, Narcís. Desarrollo de un sistema de ordenación territorial en el Baix Fluvià (Girona) para la protección, control y posible regeneración de sus aguas subterráneas..... 421

- NAVAS GUERRERO, Ester; GARCÍA RODRÍGUEZ, Manuel; VRBA, Jaroslav y LLAMAS MADURGA, Ramón. La vulnerabilidad de las aguas subterráneas en el plan regional de la Comunidad Autónoma de Madrid 429
- ORDÓÑEZ SUÁREZ, José L.; MARTÍN MACHUCA, M.; CUMBRERAS, F. y DÍAZ, Angel. Caracterización química e hidrogeológica de las Aguas Subterráneas para Abastecimientos Urbanos en la Sierra de Aracena (Huelva) 435
- SÁNCHEZ MARTOS, F.; PULIDO BOSCH, A.; CALAFORRA, J.M. y NAVARRETE, F.. Algunos aspectos de la contaminación en el Bajo Andarax (Almería) 445
- TORRES MARTÍNEZ, Antonio J.. El problema de la contaminación de las aguas subterráneas para el abastecimiento rural en los países de Africa Subsahariana 453

RESUMEN DEL TEMA 4
Moderador: Bernardo LÓPEZ-CAMACHO CAMACHO (Canal de Isabel II)
Síntesis redactada por el Relator: **Carlos LOASO VIERBÜCHER** (Junta de Aguas. Generalitat de Catalunya) 461

MESA REDONDA N. 2: Vulnerabilidad, Protección y Gestión de la Calidad de las Aguas Subterráneas.
1. **Stephen FOSTER** 465
2. **Segismundo NIÑEROLA PLÀ** 469
3. **Amable SÁNCHEZ GONZÁLEZ** 477
4. **Patxi TAMÉS URDIAIN** 483
5. **Jaroslav VRBA** 489

RESUMEN DE LA MESA REDONDA N.2
Moderador: Justo MORA ALONSO-MUÑOYERRO (MIMAM)
Síntesis redactada por el Relator: **Antonio AZCÓN GONZÁLEZ DE AGUILAR** (ITGE) 495

TEMA 5: ASPECTOS TÉCNICO-LEGALES DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

CONFERENCIA N.5.1: Aspectos técnico-legales de la contaminación de las aguas subterráneas en España: visión desde la Administración.
Antonio VERCHER NOGUERA 507

CONFERENCIA N.5.2: Aspectos técnico-legales de la contaminación de las aguas subterráneas en España: visión desde la investigación.
Íñigo SANZ RUBIALES 519

SESIÓN DE COMUNICACIONES N. 5
- BENET i LLOBERA, Imma; AYORA IBÁÑEZ, Carlos; SAALTINK, Maarten; MEDINA SIERRA, Agustín y CARRERA RAMÍREZ, Jesús. Desarrollo de un código de simulación de transporte reactivo para máquinas multiprocesador 531

- CAPILLA, J.D., RODRIGO, J.; GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. y SAHUQUILLO, A.. Evaluación probabilística del movimiento de radionucléidos: contribución de datos piezométricos y de información secundaria 539
- CASSIRAGA, Eduardo F.; HENDRICKS FRANSSEN, Harrie-Jan; GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. Jaime; SAHUQUILLO HERRÁIZ, Andrés y CAPILLA ROMÁ, José. Modelización inversa estocástica tridimensional de flujo de agua y transporte convectivo en un medio fracturado 549
- GUIMERÀ, Jordi; DURO, Lara; JORDANA, Salvador y BRUNO, Jordi. Análisis de seguridad de depósitos subterráneos de residuos mediante modelos de transporte reactivo 557
- MUÑOZ CARPENA, R.; PARSONS, J.E.; SOCORRO, A.R. y VILLACÉ, E. Simulación por ordenador del transporte y lixiviación de nitratos en un suelo sorribado de Tenerife 565
- PADILLA BENÍTEZ, Francisco y GARCÍA ARÓSTEGUI, José Luis. Sobre la modelación sin límites del transporte de contaminantes 575
- SAMPER, Javier; DELGADO, Jordi y MOLINERO, Jorge. Modelos numéricos para la gestión de la calidad y contaminación de las aguas subterráneas: estado del arte y perspectivas. 583

RESUMEN DEL TEMA 5
Moderador: Fermín VILLARROYA GIL (AIH-GE)
Síntesis redactada por el Relator: **Vicente IRÍBAR SORAZU (UPV)** 591

CONFERENCIA DE CLAUSURA:
La calidad y la contaminación de las aguas subterráneas en España, ¿quo vadimus?
Andrés SAHUQUILLO HERRÁIZ 597

CONSIDERACIONES FINALES:
Andrés SAHUQUILLO HERRÁIZ y Javier SAMPER CALVETE 617

INAUGURACIÓN DE LAS JORNADAS

PALABRAS INAUGURALES

CUSTODIO GIMENA, Emilio*

(*) Instituto Tecnológico Geominero de España. Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID

INTRODUCCIÓN

Agradezco sincera y vivamente a la AIH-GE y al Comité Organizador de este Simposio la invitación –y la insistencia- a estar en este acto inaugural, que es para mí un honor, sólo lamentando que por primera vez las obligaciones del día a día de mis actuales responsabilidades impidan participar en el desarrollo de las sesiones, tal como había podido hacer en ediciones anteriores y así era mi deseo y previsión en el caso presente.

Tengo un doble encargo: el de hablar en nombre del ITGE –que lo hago con gusto- y el de recordar a Alfonso Bayó, para lo que voy a poner mi mejor empeño y tributo a la memoria y amistad de uno de los más significados hidrogeólogos contemporáneos.

AGUAS SUBTERRÁNEAS Y CONTAMINACIÓN

El Instituto Tecnológico Geominero de España, Organismo Público de Investigación adscrito a la Secretaría de Estado de Aguas y Costas del Ministerio de Medio Ambiente, se siente satisfecho de haber podido contribuir a la realización de esta reunión y agradece la invitación a hacerlo, y también a participar, como lo ha hecho en las dos versiones anteriores, la de 1981 en Barcelona –que fue el punto de arranque del actual Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos y que trató de contribuir a orientar la nueva Ley de Aguas (1985) que entonces estaba en gestión- y en la de 1994 en Alcalá de Henares, que fue una buena ocasión para poner de relieve los problemas y vías de solución en los aspectos relativos a la calidad y contaminación de las aguas subterráneas, como un recurso de agua esencial y básico para España, tanto como fuente de satisfacción de las necesidades humanas como de conservación de la Naturaleza, y ya en pleno desarrollo de la aplicación de la Ley de Aguas de 1985.

Permítaseme –usando un lenguaje coloquial- que además de llevar el distintivo ITGE me revista también cuando convenga de la de Catedrático de Hidrología Subterránea de la Universidad Politécnica de Cataluña y de la de Miembro del Consejo Internacional de la AIH, y que aduzca mi

estrecha relación con la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea. Es difícil olvidar las propias circunstancias, que condicionan el enfoque de los problemas y el modo de actuar, dentro de una necesaria ética profesional y espíritu de servicio, aún cuando eso suponga a veces remar contra corriente y contradecir lo establecido.

Huelga decir que la calidad del agua es tan importante como la cantidad y es inseparable de la misma, y que la contaminación es algo que debe tomarse en serio, sobre todo en cuanto afecta a las aguas subterráneas, por el frecuente largo tránsito por el medio saturado y por el propio acuífero y por estar ocultas a la observación directa, aún cuando son bien conocidas y predecibles para los que tienen conocimiento y experiencia de las mismas. A lo dicho se une la dificultad práctica y económica para reparar los daños a causa de los grandes volúmenes involucrados, el largo tiempo de renovación y lavado, y el elevado coste de operaciones de larga duración y a veces no sencillas. De ahí que económicamente y medioambientalmente la prevención sea una opción preferente a la de corrección, lo que pareciendo evidente no se traduce siempre en la forma de actuar ni el sentir general. Pero además hay que corregir o recalificar o aislar lo que ya está dañado, en aras de la protección del resto de los recursos superficiales y subterráneos, y del medio ambiente. Esto no es ninguna novedad para los aquí asistentes, que con seguridad esperan compartir experiencias y enseñanzas avanzadas, viables e ilustrativas.

Todo lo expresado es lo que se ha dicho en reuniones anteriores, y otras con otros objetivos, organizadas por la propia AIH-GE, y en cada ocasión se ha trasladado hacia los órganos competentes. El moderado éxito –a veces inoperancia- de esas actuaciones no es razón para no insistir, y es necesario volver a predicar sin cejar. La razón acaba por imponerse y sin duda la AIH ha sembrado bien, y los frutos son indiscutibles. No dudo que en el desarrollo de estas Jornadas, uniendo experiencias y conocimientos, se conseguirá de nuevo mostrar e ilustrar el camino adecuado y los medios necesarios para caminar.

No obstante lo que aquí es obvio para la mayoría de los asistentes no lo es en otros ámbitos, tanto de la administración como de la empresa, como del público en general, ni tampoco lo es para los medios de comunicación y para buena parte de las fuerzas que se asignan el papel de defensa del medio natural. Los muchos años de profesión y docencia aún no me ha curado de espantos, al igual que supongo que sucede a muchos de los aquí asistentes.

Aunque se han producido mejoras en determinados ambientes, no sucede en todos y aún hay que llevar el mensaje a ámbitos que se pueden considerar claves.

El divorcio aguas superficiales-aguas subterráneas persiste, aunque con matices mutantes y aires de modernidad. No se acaba de estructurar una conciliación ni una convergencia hacia la real y eficaz coordinación y consideración conjunta, con clara identificación de las interdependencias y de las singularidades de cada parte del ciclo hidrológico, que requieren tratamientos y actuaciones diferentes. Aún siguen planteándose cuestiones sobre cual es más importante o debe recibir más recursos económicos o es más adecuada, no sin aducir en ocasiones fines y planteamientos que poco tienen que ver con el medio ambiente y los recursos hídricos o que aprovechan en beneficio de un sector o grupo fallos e incoherencias en la legislación y en los condicionantes de la Administración. La discusión sobre la importancia es tan estéril como debatir qué es más impor-

tante para el ser humano: el corazón o los pulmones, y buscar beneficios para uno en detrimento del otro, o bien aducir que hay que aplicar terapias iguales dado que ambos forman parte del mismo cuerpo.

En aspectos hidrológicos la situación se agrava cuando se considera la calidad. Se producen situaciones de lo más insólito y rocambolesco cuando se habla de contaminación. Lamentablemente las aguas subterráneas son con frecuencia tratadas de forma incompleta y a veces desviada en nuestra vigente normativa legal de aguas, y ciertos planteamientos son utópicos, cuando no irreales. Además se cargan responsabilidades en los organismos ejecutores y gestores para las que carecen de medios, que con frecuencia no conocen bien y a que a menudo no consideran. También hay que admitir que la reforma de la Ley de Aguas, en tramitación avanzada, apenas incide en estos aspectos, posiblemente porque su abordaje no es cuestión de reformas sino de una profunda y conceptual remodelación de la normativa legal, y no sólo de la de aguas. Todo lo que estas Jornadas puedan aportar a este respecto será sin duda una valiosa contribución que la actual administración hídrica y las futuras van sin duda a agradecer y considerar adecuadamente.

Un claro reflejo de la situación en cuanto a contaminación de aguas subterráneas se deriva de la confusión creada por la reciente ruptura de la balsa de lodos de pirita de la mina de Aznalcóllar, con el extenso derrame de esos lodos y de aguas ácidas con metales pesados disueltos a lo largo del río Guadiamar, hasta alcanzar la comarca de Doñana y bordear los Parques Nacional y Natural, esas joyas de la naturaleza que aún conserva nuestra maltrecha Europa. Pocas declaraciones y artículos de los medios de comunicación han sabido -o han querido- captar la realidad. Ha quedado patente el confusionismo ocasionado, abonado por declaraciones bien intencionadas pero en ocasiones desviadas y sin fundamento, sustentado por grupos conservacionistas más interesados en denunciar que en resolver, y difundido y ampliado por los medios de comunicación, que lo transmiten a una población con conocimientos básicos en general muy insuficientes para recibir estas noticias, y enjuiciarlas y filtrarlas adecuadamente. Esta situación es parte compartida por ciertos ámbitos de la propia Administración, con la deformada apreciación del daño en su intensidad y duración –tanto en más como en menos-, y la dificultad en ejercer sus competencias para resolver, además de gastar energía y crear controversias en acusaciones cruzadas, a veces para justificar no tener que actuar, o para pescar en el río revuelto malentendidas ventajas políticas no sin dejar arena en el engranaje que conduce el correcto tratamiento del problema, que es de todos y no de unos pocos. A esto se une una sensación de desamparo por parte de los que han de actuar. Se han visto afirmaciones en cuanto a la contaminación de acuíferos de todo o nada, de propuesta de precauciones a tomar aduciendo desplazamientos increíbles de supuestos frentes de contaminantes, de ignorancia del comportamiento de los contaminantes específicos en el terreno y en el agua que los contiene, de escasa compresión del funcionamiento río-acuífero y del posible movimiento de solutos, que no son sino reflejo de la aún escasa cultura hidrogeológica e hidrogeoquímica a nivel general y aún técnico y científico.

No es ahora el momento de tratar este tema aún palpitante ni de emitir juicios que serían aventurados sin base documental sólida, ni de considerar como una información de masas inexacta, deformada y a veces con intereses escondidos puede ser tan dañina y costosa como la propia que causa la contaminación. Más aún cuando se busca el sensacionalismo fácil como objetivo y se entresacan frases y conceptos de su contexto. De ahí la gran prevención a comunicar de los científicos y técnicos ante el temor de la tergiversación, mala interpretación y manipulación.

Pero es bueno darse cuenta de los fallos y comenzar a delinear las líneas de reforma necesarias. El daño está hecho, pero como dice el refrán "no hay mal que por bien no venga". Esperemos el bien de que la experiencia vivida sirva para que la contaminación de las aguas subterráneas sea adecuadamente considerada, en un marco legal realista y efectivo, dentro de un sistema administrativo coherente, con participación adecuada de los usuarios –en el sentido amplio de la palabra-, buscando el uso sustentable de los recursos naturales y protegiendo el medio ambiente. Dios quiera que no desaprovechemos las enseñanzas científicas, técnicas, económicas, sociales y políticas de esta situación, que es ésta una gran oportunidad, antes de que pase la ola y el día a día y otras novedades y focos de atención releguen lo sucedido y su devenir al cajón de los olvidos. Sería una lamentable pérdida. Estas Jornadas pueden y deben hacer mucho en este sentido.

EN MEMORIA DE ALFONS BAYÓ

Quisiera ahora referirme a Alfons Bayó, que completó su labor temporal hace ahora unas pocas semanas y que ha pasado a disfrutar de la vida eterna que bien consiguió durante su tránsito terrenal. Quiero que hable el amigo suyo que fui, soy y seré, pues a la luz de la fe cristiana que Dios nos ha donado, el pasado, el presente el futuro se unen en la certeza de que después del peregrinar por la vida imperfecta de que gozamos nos espera la eterna plenitud, que él ya ha conseguido.

Muchos de los presentes han tenido la oportunidad y el privilegio de haberle conocido. Tras recordar su profunda dedicación a la geología y la hidrogeología desde la década de 1960 y sus dotes docentes inigualables, quisiera resaltar su sostenido espíritu colaborador, innovador –y si se quiere- sumamente inquieto, unido a la afabilidad y gran accesibilidad. Técnica y científicamente ha sido maestro en la rápida formulación de modelos conceptuales tras la rápida asimilación de la información disponible –poca o mucha- con frecuencia al poco del primer contacto con el problema. Él era el que nos abría el camino a los otros y el que a medida que mejoraba la información y se profundizaba en el conocimiento nos iba mejorando el modelo conceptual o substituyéndolo por otro más adecuado al progreso del entendimiento de la cuestión. Su capacidad de análisis tridimensional ha sido proverbial.

Su inquieto espíritu le ha llevado a buscar fuentes de conocimiento allí donde éste aparecía, sean libros, artículos, comunicaciones, conferencias, reuniones o simples charlas. Jovialmente le decíamos que bajo su aspecto informal y distraído llevaba permanentemente conectada una antena alerta y dispuesto a captar y procesar cualquier información y conocimiento útil para su campo de especialidad e interés.

Pero nunca se quedó con las ganancias sino que rápidamente las distribuía entre los que estaban próximos a él. En este aspecto mucho le debo personalmente y creo poder asegurar que también muchos otros. En su prolongada y variada labor docente, de acuerdo con ese espíritu, ha sido un infatigable renovador, dedicando interminables horas a preparar figuras, tablas de síntesis –era un maestro en este aspecto- notas y problemas basados en situaciones reales. El Curso Internacional de Hidrología Subterránea ha conocido profundamente esta experiencia y sus graduados llevan consigo esta actualización. Difícil será reemplazar a Alfons Bayó pues rara vez se encuentra una combinación equilibrada entre el teórico y el práctico, el estudioso y el profesional que resuelve problemas, el innovador y el realista, el conocedor profundo y el buen comunicador, el entusiasta y el aposentado hombre que afronta serenamente la realidad.

Mucho le debe la Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Sin ocupar cargos directivos ha colaborado calladamente y continuadamente en sus tareas y actividades, y ha animado a muchos otros a participar, además de sostener permanentemente el ánimo de su esposa para favorecer su también continuada y efectiva colaboración.

Se haría difícil no encontrar la huella de los dos, cada uno en su campo y con sus aptitudes, en una aparente desconexión que no era más que el respeto a la actuación de cada uno, en un conjunto armonizado por la gran personalidad y valía de cada uno.

No voy a relatar las numerosas contribuciones de Alfons Bayó en artículos, comunicaciones y estudios, y en publicaciones muy singulares y trascendentes. Son de sobra conocidas y van a seguir siendo guía de estudio y conocimiento para muchos. Su papel en el tema de esta reunión, la calidad del agua subterránea, ha sido muy importante al proporcionar modelos conceptuales para numerosos casos reales y extraer de ellos valores de aplicación general.

Su labor más reciente en el campo de la información hidrogeológica para la planificación hídrica es una siembra reciente y un tributo a su Cataluña natal y donde ha realizado buena parte de su labor, y cuyos frutos sólo han empezado a aparecer. Esta labor no ha estado desgraciadamente acompañada en todos los casos por la comprensión de quienes tienen la responsabilidad de que tales trabajos se realicen, y que en ocasiones más bien las han obstaculizado, creando la tensión desgastadora y consumidora que sufre el alma libre y renovadora cuando es maniatada por trabas burocráticas, incomprensión por desconocimiento y por la falta de visión que se deriva de actuaciones que contienen cierta dosis de prepotencia, quizás de mediocridad. Pero la semilla está echada, sus compañeros preparados y el frío pasajero del invierno dará paso a la lluvia y calor de la primavera, para que los frutos sean universales, abundantes y suculentos, como lo han sido en el pasado.

Aprovechando al máximo esta oportunidad desde aquí saludo al que ha sido y es amigo, compañero, colaborador, discípulo a la vez que maestro, y ejemplo, pidiéndole que desde su plena realización siga acompañando a los que aún no hemos completado nuestra peregrinación y que nos anime e invite a dar los frutos humanos, científicos y técnicos -como él los ha dado- en cumplimiento de la misión personal que Dios ha encomendado específicamente a cada uno de nosotros.

CONFERENCIA INAUGURAL: POLÍTICAS DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN EUROPA
"Feet-on-the-ground or head-in-the-sand"

FOSTER, Stephen*,**

(*) Assistant Director. British Geological Survey
Nottingham NG12 5GG & Wallingford OX10 8BB. UNITED KINGDOM
(**) University of London. Royal Holloway College
Visiting Professor of Contaminant Hydrogeology

RESUMEN

Los recursos de agua subterránea están amenazados de contaminación procedente de la agricultura, la industria u otras actividades en extensas zonas de Europa. En muchas regiones dichos recursos se encuentran ya significativamente impactados. Algunas directivas de la UE (que forman parte de varias directivas y directivas marco) están teniendo una influencia positiva al llamar la atención de los estados miembros sobre la necesidad de una evaluación sistemática, control y protección de las aguas subterráneas. Sin embargo, otras parecen propensas a dar resultados contradictorios o ilógicos. Este artículo, que está escrito desde una perspectiva personal, presenta ejemplos de ambos casos, y propone algunas claves para su discusión en un importante foro nacional sobre los problemas de contaminación y las estrategias de protección de las aguas subterráneas.

Palabras Clave: *Directiva, Europa, impacto, amenaza.*

INTRODUCCIÓN

Los recursos subterráneos de agua juegan un papel importante en el suministro de agua en la mayoría de países europeos (llegando a proporcionar por extracción directa más del 30% del abastecimiento de agua) y un papel predominante en varios países y/o regiones (donde este porcentaje está por encima del 70%).

Basta un repaso superficial a varias revisiones recientes del estado de las aguas subterráneas (RIVM-RIZA, 1991; MINER-MOPTMA, 1994; EA, 1997) para convencerse de las amenazas que penden sobre su calidad, causadas por algunos tipos de actividades antropogénicas.

Esta situación ha llevado a una serie de acciones de la CE en los años 90, como la Directiva sobre la Protección de las Aguas Subterráneas contra la Polución causada por Nitratos de Origen Agrícola (91/676/EC) y la Directiva sobre Depósitos de Residuos Sólidos (que no ha sido ratificada). Dichas acciones fueron seguidas por el desarrollo del Plan de Acción sobre Aguas Subterráneas y culminadas en la actual Directiva Marco de Aguas. En estas últimas directrices, se exige que las medidas de protección y vigilancia de acuíferos sean introducidas de forma sistemática, y en la Directiva Marco se fija además el cronograma para la realización de dichas medidas y la definición de un Buen Estado de las Aguas Subterráneas.

Dichas últimas acciones tratan con mucho más detalle los acuíferos que la anterior Directiva de Aguas Subterráneas (80/68/EC), que se enfocaba solamente a la clasificación de las substancias cuya llegada al acuífero debe prevenirse (Lista 1) o controlarse (Lista 2), o la Directiva sobre Aguas Potables (80/778/EC) que definía las concentraciones máximas permisibles para 62 parámetros y las concentraciones mínimas requeridas para 4 parámetros, sin indicar cómo se debían alcanzar en el caso de fuentes subterráneas.

Hay que tener en cuenta que en el caso de la calidad de las aguas subterráneas, la distinción entre impactos y amenazas es muy importante ya que la lenta migración del agua de recarga proporciona un amplio periodo de tiempo para la atenuación natural de algunos contaminantes, aunque también provoca un largo lapso de tiempo en la llegada de otros. Otra consecuencia es la gran variación de la calidad del agua en la vertical que frecuentemente se observa en muchos sistemas acuíferos, y que provoca dificultades para el control y definición de su "estado de calidad".

ESTRATEGIAS DE PROTECCIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

El envío del Plan de Acción sobre Aguas Subterráneas a los distintos gobiernos incitó entre otros al Gobierno Británico a revisar y consolidar su estrategia de protección de las aguas subterráneas, incorporando más sistemáticamente su consideración dentro de la ordenación territorial dada la estrecha relación entre los usos del territorio y la calidad de la recarga de los acuíferos. Para conseguir dicho objetivo fue necesario simplificar las interpretaciones hidrogeológicas en mapas guía con unas pocas zonas y matrices sencillas que indicasen que las actividades aceptables en cada zona para un determinado nivel de diseño y control.

Se tuvo que alcanzar un equilibrio realista del concepto de protección del recurso, considerando por un lado el acuífero en su conjunto mediante mapas de vulnerablidad, y la protección específica de las captaciones individuales o en grupos mediante la definición de áreas o perímetros de protección (Figura 1). Estas herramientas son un paso previo (aunque complementario) a la evaluación específica del riesgo de polución de las aguas subterráneas, usando el modelo fuente de contaminación-vía de transporte- receptor de la contaminación.

Para la protección del recurso se consideró científicamente válido y económicamente efectivo tener en cuenta, de forma cautelosa, el poder de atenuación natural de la contaminación que puede presentar la zona no saturada de los acuíferos libres o las capas semipermeables de los acuíferos cautivos, enfocando sus características en relación a la vulnerabilidad intrínseca frente a la polución del acuífero infrayacente.

A pesar de que la vulnerabilidad integrada no se puede definir de una forma científicamente rigurosa, es un concepto útil que permite la comunicación interdisciplinar. Si las clases se han definido cuidadosamente (Tabla1), es un valioso indicador que puede ser cartografiado como un subproducto de los mapas hidrogeológicos básicos. Sin embargo, suelen aparecer complicaciones en áreas con ríos influentes, acuíferos colgados o zonas con una geología superficial compleja.

Para la protección de las captaciones la estimación del área de captura del flujo en la zona saturada constituye un elemento importante de protección, así como una segunda área de protección microbiológica definida por la isocrona de 50 días, para el flujo horizontal. El concepto de protección de una captación es fácil de comprender para los planificadores y por tanto es de un valor considerable. De todas formas, tiene limitaciones especialmente severas en áreas con bombeos muy variables o en áreas hidrogeológicamente muy complejas.

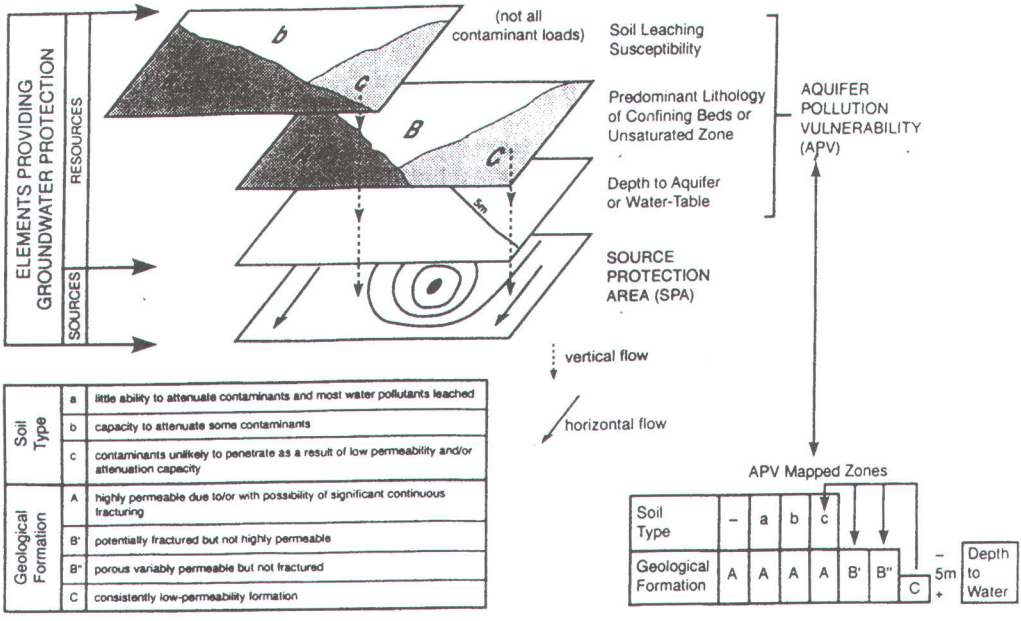


Figura 1. Elementos técnicos de la estrategia de protección de las aguas subterráneas y esquema de la clasificación de vulnerabilidad de los acuíferos usada en Gran Bretaña (Foster & Skinner, 1995).

El dar status legal a los perímetros de protección de las captaciones puede tener atractivo tanto para la administración como para el ciudadano, aunque puede no ser conveniente o adecuado en situaciones con grandes aumentos en la demanda para agua y en acuíferos con un insuficiente conocimiento hidrogeológico.

Tabla 1. Definición práctica de las clases relativas de vulnerabilidad integrada de los acuíferos frente a la polución.

GRADO DE VULNERABILIDAD	DEFINICIÓN
Extrema	bajo rápida influencia de aguas superficiales y vulnerable a la mayoría de contaminantes (incluyendo protozoos y especies asociadas con coloides), con impacto relativamente rápido en muchos escenarios de contaminación
Alta	vulnerable a muchos contaminantes, excepto aquellos que son altamente adsorbidos o rápidamente transformados en muchos escenarios de contaminación
Moderada	vulnerable a algunos contaminantes, pero sólo cuando existe una descarga o lixiviado continuo
Baja	sólo vulnerable a contaminantes conservativos a largo plazo, cuando se produce una descarga/lixiviado continuo y extensivo
Muy baja	acuíferos confinados con flujo verticales insignificantes

La zonificación del territorio generada por la combinación de las cartografías de vulnerabilidad y perímetros de protección constituyen no sólo una ayuda para el establecimiento de prioridades en el control de fuentes potenciales de contaminación, sino también para la mitigación de actividades pasadas y para el control de las aguas subterráneas. No obstante, existen un número de impedimentos significativos para una implementación efectiva de medidas de protección de las aguas subterráneas que serán discutidas a continuación.

CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS
"Whatever happened to the polluter-pays principle ?"

La contaminación difusa derivada de la agricultura es probablemente la amenaza más seria de las aguas subterráneas en Europa en términos de volumen de recurso y de número de captaciones afectadas. Es debida a que las principales zonas de recargas de acuíferos importantes en muchos países se usan también ampliamente como zonas agrícolas, y que éstas han experimentado una notable intensificación de los cultivos bajo el estímulo de las políticas nacionales y europeas (especialmente, la política agraria común de la CE) durante los últimos 20-30 años.

Este tema ha sido ocultado dando lugar a inconsistencias políticas: por un lado, a causa de unas concentraciones límite excesivamente rigurosas e inadecuadamente justificadas para algunos componentes del agua potable y por otro lado por la renuencia a definir una política agrícola ambientalmente más sostenible.

Lixiviación de nitratos hacia las aguas subterráneas "Too much of a good thing"

El problema de calidad de las aguas subterráneas más extendido y mejor documentado es el lixiviado de nitratos procedente de zonas agrícolas, que fue reconocido por primera vez en los años 70. Ello es una consecuencia indirecta de las altas tasas de uso de N de fertilizantes y abonos, usado en muchas regiones de numerosos países para conservar los regímenes de agricultura intensiva (Tabla 2), especialmente donde se aplican a los suelos más permeables.

Están siendo, han sido y puede que sean tomadas varias acciones para reducir la intensidad del problema, incluyendo la revisión de las directrices nacionales para la mejor práctica agrícola que incluyan consideraciones sobre el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. Una medida de control particularmente crítica es no aplicar ningún fertilizante con nitrógeno en zonas donde el agua subterránea de riego tiene ya incorporada altas concentraciones de nitratos.

Existen incertidumbres científicas sobre las tasas medias de lixiviación de nitrato a largo plazo para un número significativo de regímenes de cultivos en varios tipos de suelos. Se puede decir con confianza que dadas las condiciones preexistentes en muchas partes de Europa, ha sido, y será, difícil limitar a menos de 50 mg/l las concentraciones de nitratos en las aguas de recarga procedentes del lixiviado de prácticas agrícolas intensivas. De todas maneras, en muchas, aunque no en todas las situaciones, se puede conseguir una concentración en nitratos menos de 80 mg/l mediante algunas limitaciones en las técnicas y regímenes de cultivo.

Para reducir el promedio de lixiviados de nitratos normalmente se requieren acciones más radicales como el cambio del tipo de cosecha o reducir la intensidad de los cultivos. Esto sólo ha sido históricamente conseguido con la compra, por parte de las compañías de suministro de aguas, de las tierras en la proximidad de las captaciones de abastecimiento o a través de pagos en concepto de compensación a los agricultores. Hay continuos problemas respecto a este último método en relación con la implementación de las "Zonas Vulnerables a los Nitratos" definidas en la Directiva de la CE de 1991 sobre nitratos (91/676/EC).

Los estados miembros de la UE han invertido grandes sumas de dinero para adecuarse al máximo de 50 mg/l de nitratos permitido en agua potable mediante la construcción de pozos alternativos de suministro, nuevos pozos para mezcla de aguas y/o plantas de tratamiento de nitratos. Todos los costes de estas acciones han sido pagados por el consumidor o el contribuyente local o nacional en vez de la comunidad agrícola, que es el principal contaminador.

Tabla 2. Tasas medias de nitrógeno en agroquímicos en terrenos cultivados de los países de la UE (RIVM & RIZA, 1991).

PAIS	TASAS DE ABONADO CON NITRÓGENO (kg/ha/a)	TASAS DE FERTILIZANTES NITROGENADOS (kg/ha/a)
Bélgica	143	131
Dinamarca	89	135
Francia	59	84
Alemania	104	129
Grecia	68	46
Irlanda	94	62
Italia	54	54
Holanda	250	216
Portugal	54	35
España	40	37
Reino Unido	74	79

En conclusión: el consumidor de agua está pagando (o pagará) un alto precio para adecuar los 50 mg/l para nitratos en aguas potables pero:

- ¿Tiene sentido que dicho coste se repercuta al consumidor, en términos de reducción del riesgo para la salud, dada la escasa evidencia médica sobre los efectos de reducir la concentración de nitratos de 100 mg/l a 50 mg/l?

- ¿Sería posible encontrar vías de financiación de una parte de los costes de la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas por parte de la industria agropecuaria?

Contaminación por plaguicidas en las aguas subterráneas "The more you look the more you find"

Hasta mediados de los años 80 existía poca evidencia o conocimiento de lixiviados de plaguicidas desde el suelo hacia los sistemas acuíferos. La introducción de mejoras en las técnicas analíticas, así como la concomitante reducción en la concentración máxima permisible de 0,1 /l para cualquier plaguicida, adoptada por la CE para las aguas potables, ha cambiado la perspectiva.

Las dosis de aplicación de plaguicidas en distintos cultivos en muchos países europeos (Tabla 3) es tal que la lixiviación de un mínimo porcentaje del total retenido en el suelo puede ser significativa si llega al agua (teniendo en cuenta la actual directiva de la CE sobre el Agua Potable), a menos que en el subsuelo se esté produciendo una activa descomposición del compuesto.

A pesar que todavía no hay suficientes datos que proporcionen una visión global de la situación en la UE, parece evidente que algunos de los herbicidas más móviles (usados para fines agrícolas y no agrícolas) y los insecticidas (con un ámbito más local) han penetrado en los acuíferos más vulnerables en concentraciones significativas. El flujo preferente a través de la zona no saturada pare-

ce ser la clave del proceso de transporte de los plaguicidas hacia la zona saturada, aunque esto es todavía difícil de evaluar con seguridad. De todas formas, raramente se encuentran concentraciones de plaguicidas, considerados individualmente, que excedan las directrices de la OMS sobre el agua potable en el orden de 1 ppb.

Tabla 3. Tasas de aplicación de plaguicidas utilizadas en Francia para diferentes cultivos (RIVM & RIZA, 1991).

COSECHA	DOSIS MEDIA DE PLAGUICIDAS (kg/ha/a)			
	DESINFECTANTES	FUNGICIDAS	HERBICIDAS	INSECTICIDAS
Hortalizas	-	4,5	1,19	0,42
Cereales	0	0,36	1,07	0,17
Maiz	0	-	2,69	0,53
Girasol	0	0,52	2,51	0,67
Patatas	0	1,97	0,94	0,14
Remolacha	0,14	2,2	6,26	0,37
Vid	2,67	39,1	2,81	0,48

Al igual en el caso de los nitratos, también se le exige al consumidor pagar el coste del tratamiento para la eliminación de los plaguicidas, por lo que se plantean dos cuestiones clave:

- ¿Es suficiente la reducción del riesgo para la salud producido por la substitución de las concentraciones máximas permisibles de plaguicidas recomendadas por la OMS, por las definidas en las directrices de la CE, para justificar el gran coste marginal asociado?

- ¿Actúan las extremadamente severas directrices de la CE como desincentivo para la protección del agua subterránea, ya que no pueden ser garantizadas dentro de una modificación realista de las prácticas agrícolas?

Adicionalmente, las directrices de la CE, al menos, de la forma en que son interpretadas por muchos estados miembros, no propugnan la vigilancia de los compuestos " hijos" o derivados de los plaguicidas, que pueden ser tan tóxicos como los compuestos "padres", y más móviles en los suelos y acuíferos.

Contaminación por Cryptosporidium en las aguas subterráneas "And now for something completely different"

Hasta fechas recientes se creía que el parásito Cryptosporidium no podía ser transmitido por vía subsuperficial. Sin embargo, las últimas evidencias llegadas de los Estados Unidos y del Reino Unido sugieren que puede ocurrir la propagación a través de agua suministrada por los acuíferos, al menos en sistemas extremadamente vulnerables y/o donde la integridad sanitaria de las fuentes de agua subterránea pueda verse comprometida.

La enfermedad se ha convertido en endémica en explotaciones ganaderas intensivas en algunas partes de la CE, especialmente en aquellas dedicadas al ganado vacuno o a la producción láctea, y

parece que se transmite principalmente en agua contaminada por los excrementos de los animales y que se introduce en aquellos acuíferos bajo la influencia directa o rápida de las aguas superficiales. El Cryptosporidium Oocyst es extremadamente persistente en suelos y ambientes acuáticos y resistente a los sistemas de desinfección practicados en las captaciones de agua subterránea. Ello lo convierte en un contaminante del agua subterránea potencialmente peligroso, que requiere un mayor gasto en plantas de filtración si no pueden ser definidas con precisión y protegidas adecuadamente las zonas más vulnerables de las áreas de captación.

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR EL DESARROLLO URBANO E INDUSTRIAL

"Passed down from father to son"

Muchos países de la UE ya se han dado cuenta del legado de su pasado desarrollo industrial y urbano en términos de terrenos contaminados. Es evidente que muchas zonas industriales actuales y pasadas, junto con aquellos puntos donde habían sido almacenados hidrocarburos y productos químicos, presentan niveles de contaminación significativos en los perfiles de su subsuelo (Tabla 4). Ello puede suponer una amenaza importante a la calidad del agua subterránea, especialmente cuando dichos suelos son removidos para desarrollos posteriores. Además, hay miles de vertederos de residuos sólidos de los que sólo una pequeña proporción están hoy en día en actividad, que son capaces de generar lixiviados y ser la causa de contaminaciones locales de los acuíferos.

Frecuentemente muchos estudios sistemáticos sobre la calidad del agua revelan la existencia de contaminación por trazas de compuestos orgánicos derivados de las causas descritas anteriormente, especialmente en ambientes urbanos aunque también en áreas rurales. El grupo más frecuente, persistente y problemático de compuestos orgánicos contaminantes son los disolventes clorados, compuestos fenólicos y los hidrocarburos aromáticos. Todos ellos son causa de contaminaciones graves en las aguas subterráneas aún en concentraciones muy bajas (Tabla 5).

Tabla 4. Estimación del número de instalaciones industriales contaminadas en Holanda (RIVM & RIZA, 1991).

ORIGEN	NÚMERO TOTAL	PROPORCIÓN DE SUELO CONTAMINADO
Antiguas zonas industriales	13.000.000	16%
Actuales zonas industriales	601.400	14%
Chatarrerías	2.100	67%
Antiguas plantas de gas	234	100%

Estrategia racional frente a la contaminación del subsuelo

"Let sleeping dogs lie?"

Las técnicas para la inspección y tratamiento (o contención) de los suelos contaminados están actualmente dando buenos resultados y son capaces de remover o aislar los " puntos calientes" de los terrenos contaminados a poca profundidad. Sin embargo, a nivel internacional existen pocos

éxitos en la limpieza ambiental donde la contaminación ha alcanzado las aguas subterráneas, especialmente en acuíferos con doble porosidad.

Tabla 5. Frecuencia y severidad de aparición en las aguas subterráneas de contaminantes derivados de fuentes puntuales identificados en Inglaterra y Gales (EA, 1997)

GRUPO DE DE CONTAMINANTES	FRECUENCIA DE APARICIÓN POR NIVEL (.) SEVERIDAD(*)				
	A	B	C	D	E
Metales (As, Cu, Cr)	11	67	124	155	61
Otros Compuestos Inorgánico (NH_4^+, $SO_4^=$, CN^-)	15	41	63	85	31
Disolventes Clorados (TCE, PCE, TCA)	86	89	76	37	9
Hidrocarburos	22	69	137	111	29
Compuestos Fenólicos	7	23	43	42	8
Otros Compuestos Orgánicos (BTEX, PAH's, PCB's)	19	79	112	93	25
Lixiviados de Vertederos	5	49	102	163	78

(.) ejemplos de los contaminantes más comunes en los correspondientes grupos

(*) las clases de severidad o gravedad se agrupan desde las de mayor significación hidrogeológica (A) hasta las de menor significación (E).

En muchos de estos casos, es más realista y económico confiar en los procesos biológicos intrínsecos denominados como " procesos de atenuación natural", que en algunos casos pueden ser estimulados por la adición de substratos o nutrientes. Los hidrogeólogos están incrementando paulatinamente su conocimiento en este tipo de procesos. Se sabe que los procesos de biodegradación son muy efectivos para los compuestos del tipo BTEX, pero menos eficientes y más variables para compuestos organoclorados, como los disolventes clorados. Estos últimos pueden ser lentamente degradados por procesos reductivos, oxidativos o co-metabólicos, dependiendo tanto de su grado de clorado (número de átomos de Cl^-), como de la eficiencia de la atenuación natural, directamente relacionada con las condiciones redox y también afectado por el pH y la temperatura. Bajo fuertes condiciones reductoras (metagénicas), PCE y TCE son rápidamente reducidos a cis-DCE y VC. Dichos compuestos aunque también tóxicos, persistirán bajo dichas condiciones ambientales, pero serán completamente eliminados en ambientes oxidados.

Todo esto supone un dilema significativo para la Directiva Marco sobre el Agua de la CE. La realidad es que muchas operaciones industriales causan la contaminación de las aguas subterráneas, pero estas actividades sólo son realmente una amenaza si se sobrepasa el poder de atenuación subsuperficial en las proximidades de los polígonos industriales. Por ello, es claramente preferible usar, allí donde se pueda, la atenuación natural del substrato, antes que intentar utilizar sistemas de descontaminación costosos.

Evolución de los sistemas de enterramiento de residuos sólidos "From anarchy to utopia?"

Una gran proporción de la eliminación de los residuos sólidos se basa todavía en su enterramiento en el terreno. Paralelamente, no existe un área de la política ambiental en la UE que haya sufrido mayores oscilaciones durante su evolución. Dichos cambios, sin embargo, han sido más causa de reacciones políticas que de argumentos científicos, y han sido fuertemente influenciados por la primera Directiva sobre Aguas Subterráneas (80/68/EC).

Cuando el agua se introduce en un vertedero de residuos sólidos se fomentan los procesos de degradación biológica y también el denominado "gas del vertedero" (fundamentalmente compuesto por metano y dióxido de carbono), así como un lixiviado potencialmente contaminante. Si se permite la infiltración de dicho lixiviado, éste está sujeto a la biodegradación y a la dilución, de forma que su grado de afección varía significativamente en relación con el entorno hidrogeológico existente. Durante muchos años, el principio de "la dilución y la dispersión" fue aplicado al enterramiento de residuos sólidos (consciente o inconscientemente), a menudo sin tener en cuenta la idoneidad de las condiciones hidrogeológicas. El legado de las prácticas pasadas continua causando problemas, aunque generalmente no tan serios como los que actualmente se presentan en los polígonos industriales (Tabla 5).

Desde el principio de los años 80 ha existido una tendencia al uso de grandes depósitos de enterramiento con sistemas de barreras de impermeabilización (contención), así como una compactación elevada del residuo, en los cuales (al menos en teoría), el lixiviado generado era recogido y tratado y el gas usado o expulsado. Si se elimina la infiltración de la lluvia prácticamente se minimiza la degradación del residuo y la producción del lixiviado, produciéndose una "tumba seca" de alto potencial contaminante durante un periodo de tiempo muy largo.

Las cuestiones claves relacionadas con el diseño de dichos depósitos de enterramiento son el grado de confianza de las capas de impermeabilización, así como las formas de conseguir una estabilización adecuada del residuo antes del fallo o ruptura de las impermeabilizaciones, y el grado óptimo de separación, proceso y tratamiento del residuo previo a su deposición. Dichas preguntas no están todavía adecuadamente resueltas, a pesar del uso generalizado de este tipo de instalaciones.

En efecto, las operaciones de enterramiento de los residuos han evolucionado desde el depósito de grandes cantidades de basuras vertidas de forma incontrolada en lugares sin acondicionamientos ingenieriles previos y (muy a menudo) con una caracterización hidrogeológica inadecuada, al de procesos de separación y eliminación de basuras en vertederos con costes ingenieriles elevados y de fiabilidad incierta para contener y tratar lixiviados. De esta forma, parece que nos hemos movido desde una superdependencia hacia una infrautilización de los procesos de atenuación natural de la contaminación.

ALGUNAS ÚLTIMAS CONSIDERACIONES

La aplicación del concepto de precaución "At any price ?"

Algunos de aspectos claves relacionados con la predicción de los impactos sobre la calidad del agua subterránea están todavía sujetos a un alto grado de incertidumbre científica, como resultado de la complejidad e inaccesibilidad de los sistemas acuíferos y la inversión relativamente baja en esta rama de investigación.

El "Principio de Precaución" ha sido fuertemente sostenido por la CE para diversos aspectos del medio ambiente como la calidad de las aguas subterráneas. Sin embargo, puede resultar excesivamente costoso cuando se aplica con un nivel de conocimiento científico bajo, provocando una tendencia, por parte de algunos reguladores, que no tienen una idea cuantitativa clara del coste de una acción excesiva en este campo, de ser excesivamente precavidos, mientras que otros fallan en ocasiones en la implementación de controles, al no tener consciencia de las consecuencias de acciones inadecuadas (Foster & Grey, 1997).

En todo aquello que concierne a la calidad de las aguas subterráneas, se necesita urgentemente un mayor equilibrio que será más fácil de conseguir si las normas de calidad del agua son más racionales, se limita sensiblemente la demanda de agua y están adecuadamente equilibradas las consideraciones sobre costes y beneficios.

Percepción pública de la calidad del agua subterránea "A tarnished image"

La imagen pública del agua subterránea ha sido deteriorada y sus beneficios no son ampliamente apreciados (Foster & Grey, 1997). En este sentido, una publicidad bien intencionada sobre las amenazas a la calidad del agua, unido a realización de reportajes relacionados con recientes incidentes de contaminación han llevado, en muchas partes de la UE, a una visión distorsionada del estado de la calidad del agua subterránea. Es necesario reconstruir la confianza del ciudadano en el agua subterránea e incrementar el conocimiento de su naturaleza y papel, dado que el rápido acceso al agua mediante pozos y manantiales fue históricamente el factor individual más importante en el asentamiento humano y en la mejora de su salud.

Una extraordinaria paradoja es el rápido incremento en la demanda de agua mineral embotellada en muchos partes de la UE, a pesar de su precio. Esas aguas embotelladas son todas de procedencia subterránea, y según las actuales directrices de la CE, su fuente está sujeta a menos restricciones y peor control de calidad que sus equivalentes municipales.

Se necesita mayor rigor en el control de las fuentes o captaciones de agua mineral. Se debe aclarar si su protección es el resultado de haberse infiltrado en el periodo pre-industrial, o del hecho que sus zonas de captación estén libres de todo tipo de contaminación potencial de origen agrícola o industrial. Si se introducen dichas medidas y controles, por lo mínimo el ciudadano estaría pagando por un producto que es significativamente diferente del que proporciona su compañía local

de abastecimiento. La implementación detallada de una política de protección del agua subterránea variará ampliamente según la diversidad socioeconómica e hidrogeológica, aunque el incremento del conocimiento y la mayor participación ciudadana serán siempre factores críticos. También será muy conveniente estimular esta participación a través de:

- las asociaciones/comunidades o grupos de acción locales que pueden ser mucho más efectivos para alcanzar el necesario consenso en las medidas de protección de las aguas subterráneas.

- la implicación operacional y la inversión financiera de los mayores usuarios del agua subterránea para reforzar los esfuerzos de las agencias reguladoras.

Es importante que la profesión hidrogeológica europea se pronuncie activamente sobre el status del agua subterránea. Ésta debe ser la respuesta de las compañías del agua y de los usuarios a la actual o la percibida problemática de la calidad del recurso, que realmente necesita ser dirigida. Si continúan las actuales tendencias, estamos abocados a una situación en la que se llegará a gastar una suma poco coordinada y cada vez mayor de dinero en proteger y tratar las captaciones públicas de agua, abandonando su uso para agua potable a favor de las aguas minerales embotelladas, que en general procede de zonas con un menor grado de protección.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FOSTER S S D & SKINNER A C, 1995. Groundwater protection : the science and practice of land surface zoning. IAHS Publication 225 : 471-482.

FOSTER S S D & GREY D R C, 1997. Groundwater resources : balancing perspectivas on key issues affecting supply and demand. Journal Chartered Institute of Water & Environmental Management 11 : 193-199.

FOSTER S S D , 1998. Groundwater recharge and pollution vulnerability of British aquifers: a critical overview. Geol Soc Spec Publn 130 : 7-22.

FWR, 1995. Groundwater in the UK - a strategic study of issues and research needs. UK Groundwater Forum Report FR/GF 1. (Foundation of Water Research, MarlowUK).

MOPTMA - MINER, 1994. Libro blanco de las aguas subterraneas. MINER-MOPTMA Serie Monografias. (Ministerio de Obras Publicas, Transportes y Medio Ambiente - Centro de Publicaciones, Madrid-Spain).

EA , 1997. Groundwater pollution - evaluation of the extent and character of groundwater pollution from point sources in England and Wales. Environment Agency Publication (Bristol-UK).

RIVM & RIZA, 1991. Sustainable use of groundwater - problems and threats in the European community. RIVM-RIZA Report Project 6000-25001. (RIVM-National Institute of Public Health & Environmental Protection/RIZA National Institute of Iniand Water Management & Wastewater Treatment/Bilthoven/Lelystad-The Netherlands).

(*) Este artículo ha sido traducido del inglés al español por Fidel Ribera Urenda, de la Fundación Internacional de Hidrología Subterránea (Barcelona), bajo el consejo del propio autor, y con una revisión general de los editores, A. Sahuquillo y J. Samper.

TEMA 1:

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES AGRARIAS

CONFERENCIA N.1.1: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR LAS ACTIVIDADES AGRARIAS EN ESPAÑA: LA VISIÓN DE LA ADMINISTRACIÓN

LÓPEZ GETA, Juan Antonio*

(*) Ingeniero de Minas. Instituto Tecnológico Geominero de España
Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID. E-mail: lópez.geta@itge.mma.es

RESUMEN

La población abastecida con aguas subterráneas supera los 12 millones de habitantes; es decir, del orden del 30 por ciento de la población española. Para ello se utilizan unos 1100 hm^3/año, cifra que se eleva hasta los 1600 hm^3/año en periodos de sequía. De las actividades potencialmente contaminantes, las prácticas agrícolas, -por superficie ocupada y cantidad de productos nitrogenados y fitosanitarios aplicados-, constituyen el foco potencial más importante de contaminación del agua subterránea, aunque posiblemente no puede considerarse como el más grave. El análisis de la situación actual de la contaminación por nitratos se ha realizado a partir de la selección de 6573 puntos de agua; el máximo de puntos corresponde a las cuencas Internas de Cataluña y el mínimo a la cuenca Hidrográfica del Duero.

El 60 por ciento de las muestras de agua se sitúan por debajo del límite de 25 mg/L y menos del 20 por ciento sobrepasan los 100 mg/L. En la cuenca del Duero y archipiélago Canario, casi el 100 por cien de los puntos están por debajo de los 50 mg/L. A nivel de unidades hidrogeológicas, de las 319 controladas, 42 presentan contenidos superiores a 50 mg/L en más del 50 por ciento de los puntos; siendo las cuencas Hidrográficas del Guadalquivir y Júcar, donde se ubican el mayor número de unidades contaminadas. Sin embargo, el mayor porcentaje de unidades con respecto al número total, se presentan en las cuencas Internas de Cataluña y cuenca del Guadiana. Durante muchas décadas, diversas Instituciones han venido denunciando la situación, sin embargo por falta de legislación o posteriormente, tras la aprobación de la Ley 29/1985 de 2 de agosto de Aguas, por escasez de medios y precisión para acometer adecuadamente estos aspectos, el resultado es una situación que se ha ido agravando con el tiempo. Para paliar esta situación la Unión Europea promulgó la Directiva 91/676/CEE de 12 de diciembre sobre "Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura"; posteriormente traspuesta a la legislación española, casi tres años después del plazo establecido, mediante el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero, bajo el título "Protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias".

Palabras Clave: *Contaminación, aguas subterráneas, agricultura, Directiva nitratos.*

INTRODUCCIÓN

La composición natural de las aguas subterráneas se ve, en ocasiones, modificada por el hombre, causado por su actividad urbana, agrícola e industrial no siempre bien planificada. El resultado es su contaminación, quedando limitada su utilización para ciertos usos, en especial el relacionado con el abastecimiento humano, cuyas exigencias de calidad vienen determinadas en el Real Decreto 1138/1990, de 14 de septiembre, que aprueba la "Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de la calidad de las aguas potables de consumo público".

La población abastecida con aguas subterráneas supera los 12 millones de habitantes, es decir del orden del 30 por ciento de población española. Para ello se utilizan unos 1100 hm^3/año, cifra que puede elevarse hasta los 1600 hm^3/año en períodos de sequía.

El mayor volumen de aguas subterráneas empleado en abastecimiento urbano corresponde a las cuencas Hidrográficas del Júcar y Sur, con 256 hm^3/año y 123 hm^3/año respectivamente. Por el contrario, el mínimo se da en las cuencas del Segura y Tajo, con 7 hm^3/año y 36 hm^3/año. En esta última cuenca, la cifra puede elevarse en periodos de sequía, al aumentar su utilización en el abastecimiento a Madrid al disponer el Canal de Isabel II de un sistema capaz de suministrar entre 5 y 6 m^3/s.

En el ámbito de las Comunidades Autónomas, además de los archipiélagos Canario y Balear, donde casi el total de la población se abastece de recursos hídricos subterráneos, la Comunidad Valenciana con 52 por ciento, Navarra con un 44% y Andalucía con el 43% presentan lo porcentajes más elevados.

Respecto al uso agrícola, el volumen utilizado asciende a unos 4500 hm^3/año; supone el regadío de un millón de hectáreas, más del 30 por ciento del regadío español. Esta superficie coincide principalmente con las 900000 ha de regadío en las zonas costeras mediterráneas (incluido Baleares), de las cuales 400000 ha están atendidas con aguas subterráneas, con una producción agrícola y rentabilidad económica superior a otras zonas continentales por las condiciones climáticas y más de seis veces al que produce la agricultura de secano. Como ejemplo, se puede citar el caso de la provincia de Almería donde en el año 1997 la producción superó los 150000 millones de pesetas.

De las actividades potencialmente contaminantes, las prácticas agrícolas constituyen, por superficie ocupada y cantidad de productos aplicados para mejora de la producción, la causa más relevante de la posible alteración de la composición natural de las aguas subterráneas; contaminación que tiene su origen en la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados o productos fitosanitarios, utilizados conjuntamente con relativa frecuencia.

La contaminación originada por esos compuestos es difusa, es decir ocupa grandes extensiones de superficie y volúmenes de agua, no obstante en ocasiones se produce localmente, debido al vertido que se produce en los centros de almacenamiento y lugares de manejo o preparación de estos productos.

La información disponible sobre la presencia de compuestos nitrogenados en el agua subterránea es muy abundante, por su fácil detección y sencillez de las técnicas analíticas disponibles para

la cuantificación de estos compuestos. Algo más compleja es la analítica requerida para distinguir si estos proceden de prácticas agrarias o si su origen está relacionado con la actividad urbana: lixiviados y aguas residuales.

No ocurre lo mismo con respecto a la contaminación por plaguicidas. En general los estudios realizados, o no ponen de manifiesto la existencia de estos compuestos o bien las cantidades detectadas se sitúan por debajo de los límites permitidos. La complejidad y falta de información se debe: al número elevado de posibles productos existentes en el mercado; a la heterogeneidad de su utilización, en una misma finca pueden ser aplicados compuestos distintos y en sectores diferentes; y la dificultad de las técnicas analíticas que permitan determinar, los productos fitosanitarios presentes en la muestra de agua.

En consecuencia, se puede adelantar que la afección a las aguas subterráneas por compuestos nitrogenados, principalmente nitratos, constituye uno de los principales problemas de contaminación de las aguas subterráneas en España, al afectar a algunos usos y a un número muy importante de población. No obstante, no puede considerarse que este sea el problema más grave, en cuanto a volumen y limitación de uso.

SITUACIÓN ACTUAL

Para determinar el grado de contaminación se ha realizado un análisis estadístico de las muestras disponibles y un mapa que será publicado por el ITGE, donde se recoge, para intervalos diferentes, la situación actual en España del contenido de nitrato en el agua subterránea.

Los intervalos se han establecido a partir del valor de 50 mg/L que marca como límite máximo para uso humano la Reglamentación Técnico-Sanitaria antes mencionada; con este valor como referencia, se han establecido los siguientes intervalos:

< 25 mg/L de NO_3^-

25-50 mg/L de NO_3^-

50-100 mg/L de NO_3^-

> 100 mg/L de NO_3^-

Se ha dispuesto de información abundante, procedente del Instituto Tecnológico Geominero de España y otros Organismos: Ente Vasco de la Energía, Junta de Saneamiento del Departamento de Medio Ambiente de Cataluña, Diputación Foral de Navarra, Dirección General Régimen Hidráulico y Consejería de Sanidad del Gobierno Balear, Confederaciones del Ebro y Guadiana y Cabildos Insulares de Canarias.

Tras el análisis y contraste de la información suministrada por esos Organismos, se seleccionaron 6573 puntos de agua. Esto supone una densidad de 27 puntos por cada 1000 km^2 de superficie permeable, estimada en algo más de 175000 km^2.

La distribución de la información disponible es irregular como queda reflejado en el cuadro número 1. En él se observa que existe un máximo de 1440 puntos en las cuencas Internas de Cataluña; esto supone una densidad de 223 punto por cada 1000 km^2 ; y un mínimo de 120 en la

cuenca Hidrográfica del Duero, con una densidad de 2 puntos por cada 1000 km². Entre ambos extremos se presentan situaciones intermedias: cuenca del Ebro con 908 puntos, y cuencas del Júcar, Sur y Guadalquivir con 600 puntos cada una.

Cuadro número 1
Puntos muestreados y densidad

Cuenca Hidrográfica	Puntos muestreados	Superficie permeable (km²)	Densidad por km²
Norte	405	7009	58
Duero	114	53623	2
Tajo	287	15961	18
Guadiana	352	11960	29
Guadalquivir	635	15297	42
Sur	594	3138	189
Segura	287	8603	33
Júcar	608	24782	25
Ebro	908	16170	56
C.I. Cataluña	1440	6463	223
Canarias	557	3618	154
Baleares	386	7521	51
TOTAL	**6573**	**174745**	**27**

En general, la mayor disponibilidad de datos coincide con las zonas donde se sitúan los principales acuíferos y se hace un mayor uso de las aguas subterráneas.

Para el conjunto de las cuencas Hidrográficas y archipiélagos Canario y Balear, el 60 por ciento de las muestras de aguas -gráfico número 1-, se sitúan por debajo del límite de 25 mg/L, y menos del 20 por ciento superan los 100 mg/L.

En la cuenca Hidrográfica del Norte y en el archipiélago Canario, casi el 100 por cien de los puntos están por debajo de los 50 mg/L. En el otro extremo se sitúan la cuenca del Guadiana y el archipiélago Balear, con un 40 por ciento de puntos con contenidos superiores a 50 mg/L; en el resto de áreas, el 20 por ciento excede los 50 mg/L.

La consideración principal, analizada la información disponible, es que la situación no es grave, aunque algunas de las zonas más contaminadas se sitúan en los acuíferos de mayor utilización.

La situación de las unidades hidrogeológicas queda reflejada en el cuadro 2; en el que se observa que de las 319 unidades analizadas, cuarenta y dos presentan en más del 50 por ciento de los puntos controlados contenidos superiores a 50 mg/L.

Contenido en nitratos

Distribución porcentual

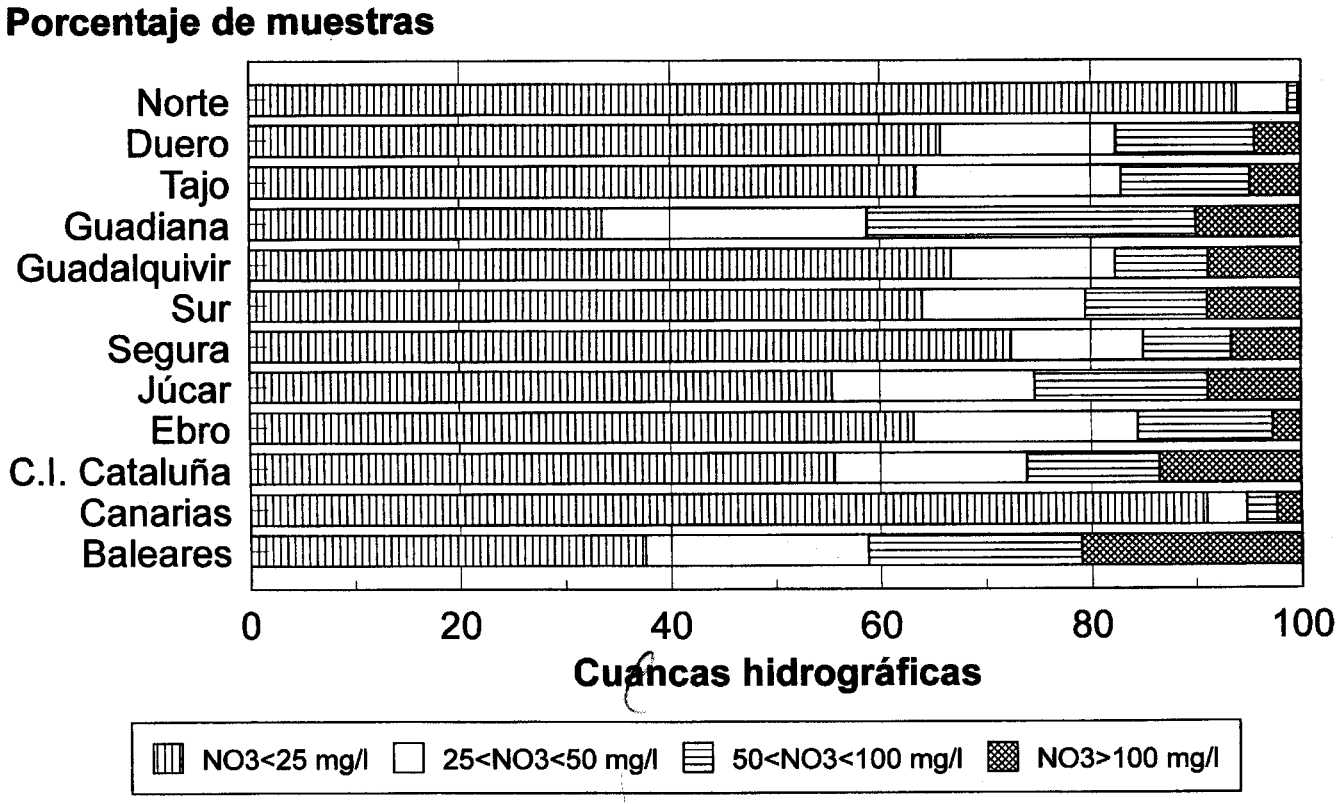


Gráfico 1

Cuadro número 2 - Unidades hidrogeológicas contaminadas

CUENCA HIDROGRÁFICA	UUHH EXISTEN-TES	UUHH CONTROLA-DAS	UUHH CONTAMINADAS (1)	Nº UUHH CONTAMI-NADAS	% Nº UUHH respeto total controladas
Norte	25	15	--	--	--
Duero	22	12	16. Almazán Sur 18. Segovia	2	17
Tajo	14	11	8. Ocaña	1	9
Guadiana	12	15	2. Lillo-Quintanar 6. Campo de Montiel 8. Vegas Altas 9. Vegas Bajas 14.Almonte-Marismas 10.Tierra de Barros	6	40
Guadalquivir	66	54	25.Rumblar 26.Alto Guadalquivir 31.Padul-La Peza 44.Altiplano Ecija 46.Alto Guadalquivir 47.Sevilla-Carmona 56.Jerez de la Frontera 57.Rota-Sanlucar-Chipiona	8	15
Sur	51	46	12.Andrax-Almería 27.Velez 34.Fuente Piedra	3	6,5
Segura	37	31	30.Cresta del Gallo	1	3
Júcar	53	44	10.Plana Vinaroz-Peñíscola 11.Plana Oropesa-Torreblanca 20.Medio Palancia 26.Plana Valencia Sur 30.Jardín-Lezuza 31.Sierra de las Agujas 38.Plana Gandia-Denia	7	16
Ebro	48	45	2. Sedano-La Lora 9. Aluvial Vitoria 25.Ebro y afluentes 28.A.Gállego 44.Piedra-Gallocanta	5	11
C.I.C.	31	13	7. Ter Mig 12.Tordera B. 14.A.Maresme 15.B.Maresme 17.Cubeta Besos	5	38
Baleares	31	27	18.2 Valdemosa-Soller 18.8 S'Estremera 18.11 Llano Inca-La Pobla 18.18 Manacor	4	15
Canarias	6	6	--	--	--
TOTAL	**396**	**319**		**43**	

(1) UUHH con contenido superior a 50 mg/L en más del 50 por ciento de los puntos

El mayor número de unidades contaminadas corresponde a las cuencas Hidrográficas del Guadalquivir y Júcar (gráficos 2 y 3) aunque el porcentaje respecto al número de unidades controladas es muy bajo: 8 y 16 por ciento respectivamente. El porcentaje mayor de unidades contaminadas por cuenca Hidrográfica respecto al número total de ellas, se presentan en las cuencas Internas de Cataluña, y Guadiana con el 38 y el 40 por ciento (gráficos 4 y 5).

MEDIDAS LEGISLATIVAS

Las redes de observación disponibles por diversos Organismos ha permitido realizar un seguimiento, aunque irregular, por falta de datos en algunas unidades hidrogeológicas. Esto ha permitido conocer con cierto detalle el grado de contaminación de las aguas subterráneas, así como su distribución espacial, no ocurre así con el volumen de agua afectada debido a la complejidad científica en conseguir esta información.

Durante muchas décadas, diversas instituciones han venido denunciando la situación, sin embargo en un tiempo por falta de legislación y posteriormente, tras la publicación de la Ley 29/1985 de 2 de agosto de Aguas, por escasez de medios y precisión de la ley para acometer adecuadamente estos aspectos, el resultado es que nos encontramos en una situación agravada con el tiempo.

Es evidente que el incremento de la concentración de compuestos nitrogenados puede alcanzar niveles que suponen un riesgo y limitan su uso humano si se utilizan sin el adecuado tratamiento. Esta pérdida de aptitud para el consumo humano origina numerosos problemas de índole económico y social, ya que supone la inhabilitación de un recurso para uno de los usos más importantes. Ello exige la búsqueda de fuentes alternativas y el control, protección y recuperación de este recurso.

Para paliar esta situación, se ha elaborado por la Unión Europea, la Directiva 91/676/CEE de 12 de diciembre sobre "Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura"; posteriormente traspuesta a la legislación española, casi tres años después del plazo establecido, mediante el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero, bajo el título "Protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias".

La Directiva plantea como objetivo reducir la contaminación causada o provocada por los nitratos de origen agrario y actuar preventivamente contra nuevas contaminaciones de dicha clase y establece que "la causa principal de la contaminación originada por fuentes difusas que afecte a las aguas de la Comunidad son los nitratos procedentes de fuentes agrarias" e impone a los Estados miembros, una serie de obligaciones:

- identificar las aguas afectadas por la contaminación cuyas concentraciones deberán ser vigiladas en estaciones de muestreo.
- establecer criterios para designar zonas vulnerables.
- programas de actuación, con la finalidad de eliminar y minimizar los efectos de los nitratos sobre las aguas.
- obligación de emitir periódicamente informes de situación.

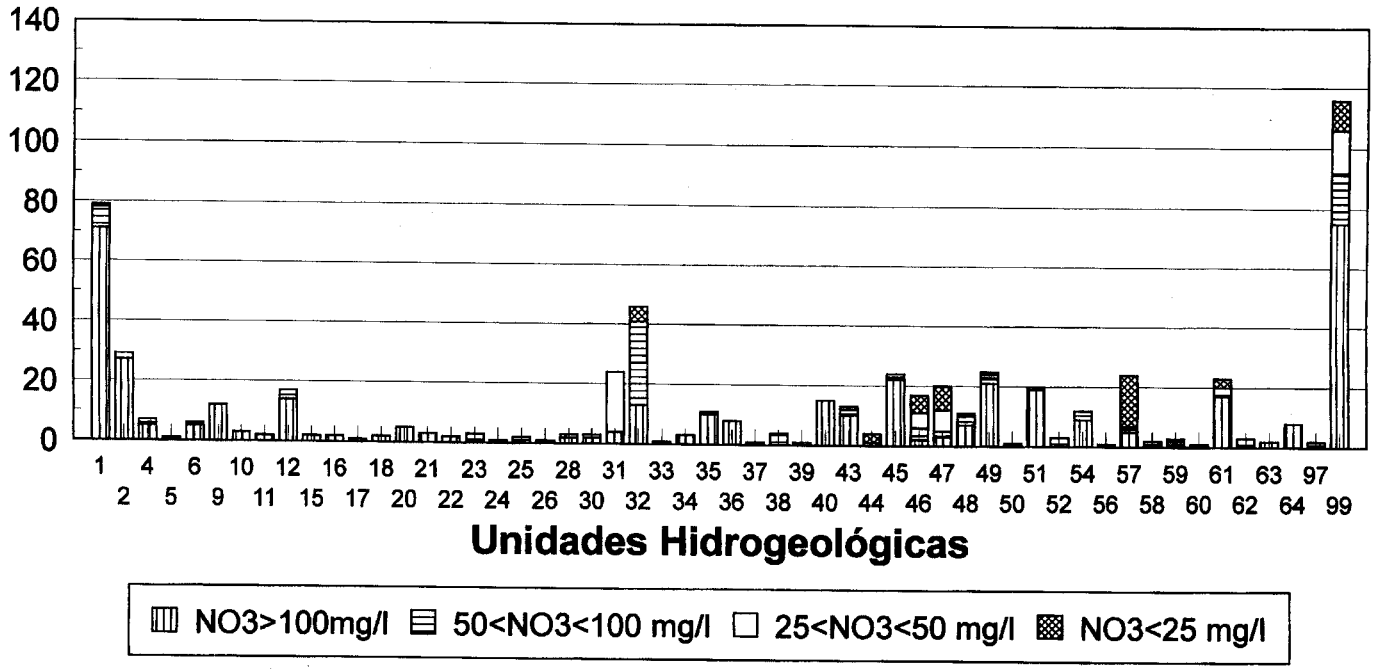

CUENCA GUADALQUIVIR
Nº puntos
140
120
100
80
60
40
20
0
1 2 4 5 6 9 10 11 12 15 16 17 18 20 21 22 23 24 25 26 28 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 54 56 57 58 59 60 61 62 63 64 97 99
Unidades Hidrogeológicas
NO3>100mg/l
50<NO3<100 mg/l
25<NO3<50 mg/l
NO3<25 mg/l

Gráfico 2

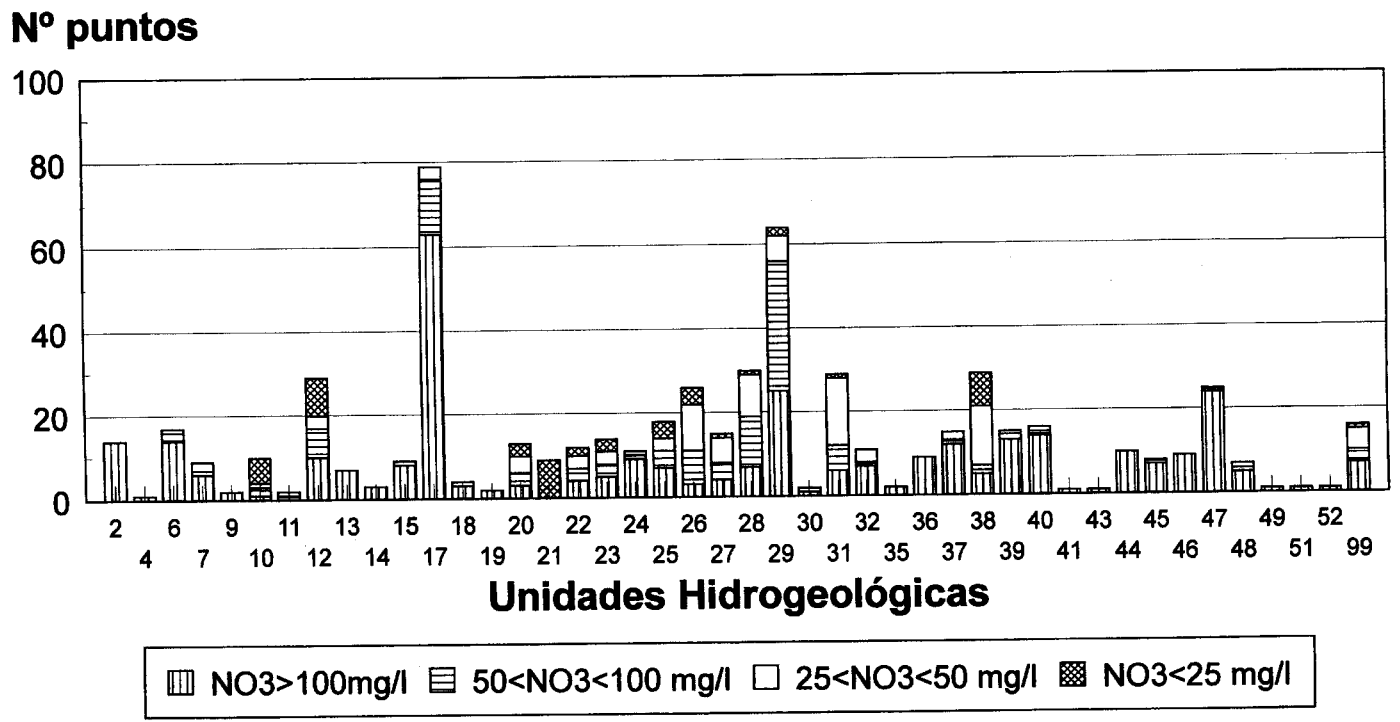

CUENCA JÚCAR
Nº puntos
100
80
60
40
20
0
2 6 9 11 13 15 18 20 22 24 26 28 30 32 36 38 40 43 45 47 49 52
4 7 10 12 14 17 19 21 23 25 27 29 31 35 37 39 41 44 46 48 51 99
Unidades Hidrogeológicas
NO3>100mg/l
50<NO3<100 mg/l
25<NO3<50 mg/l
NO3<25 mg/l

Gráfico 3

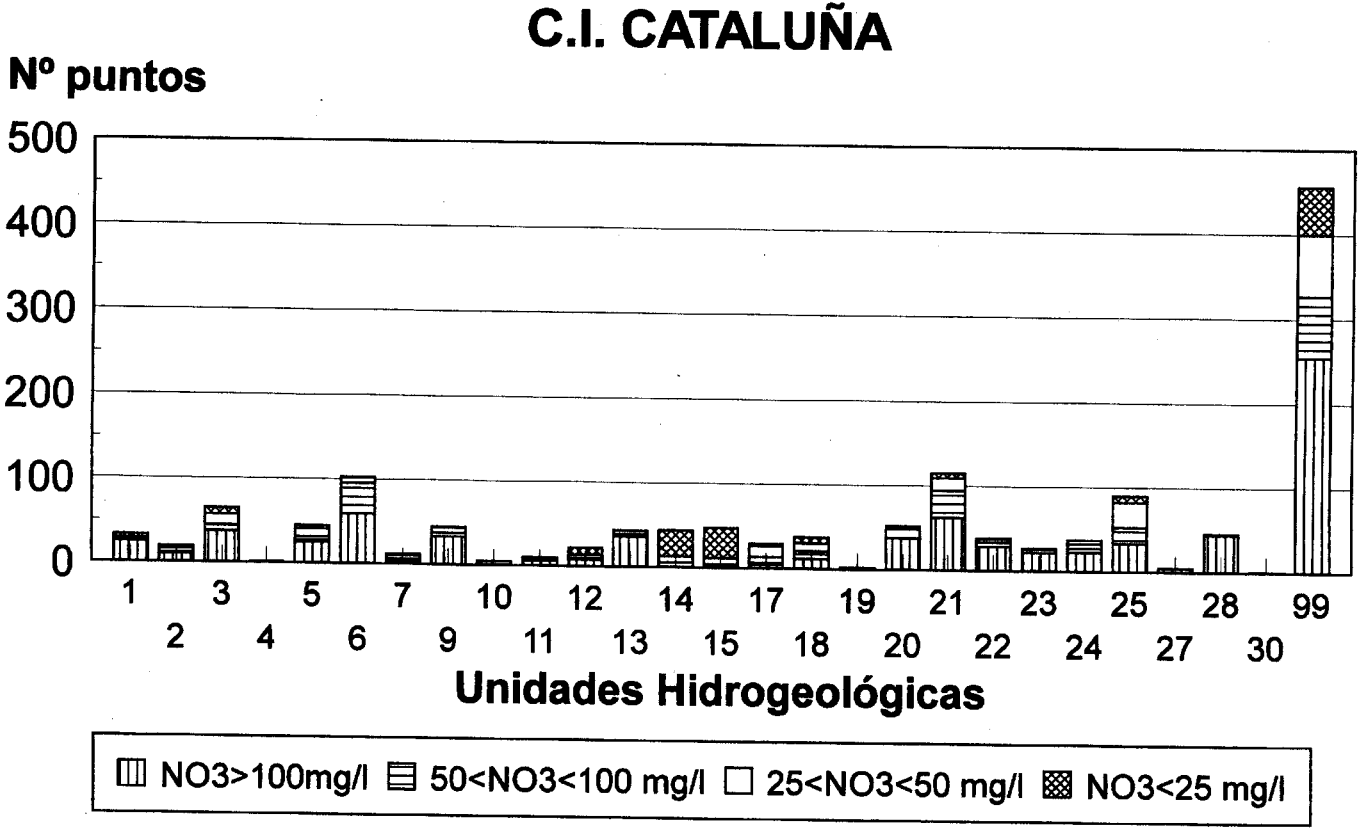

C.I. CATALUÑA
Nº puntos
500
400
300
200
100
0
1
2
3
4
5
6
7
9
10
11
12
13
14
15
17
18
19
20
21
22
23
24
25
27
28
30
99
Unidades Hidrogeológicas
NO3>100mg/l
50<NO3<100 mg/l
25<NO3<50 mg/l
NO3<25 mg/l

Gráfico 4

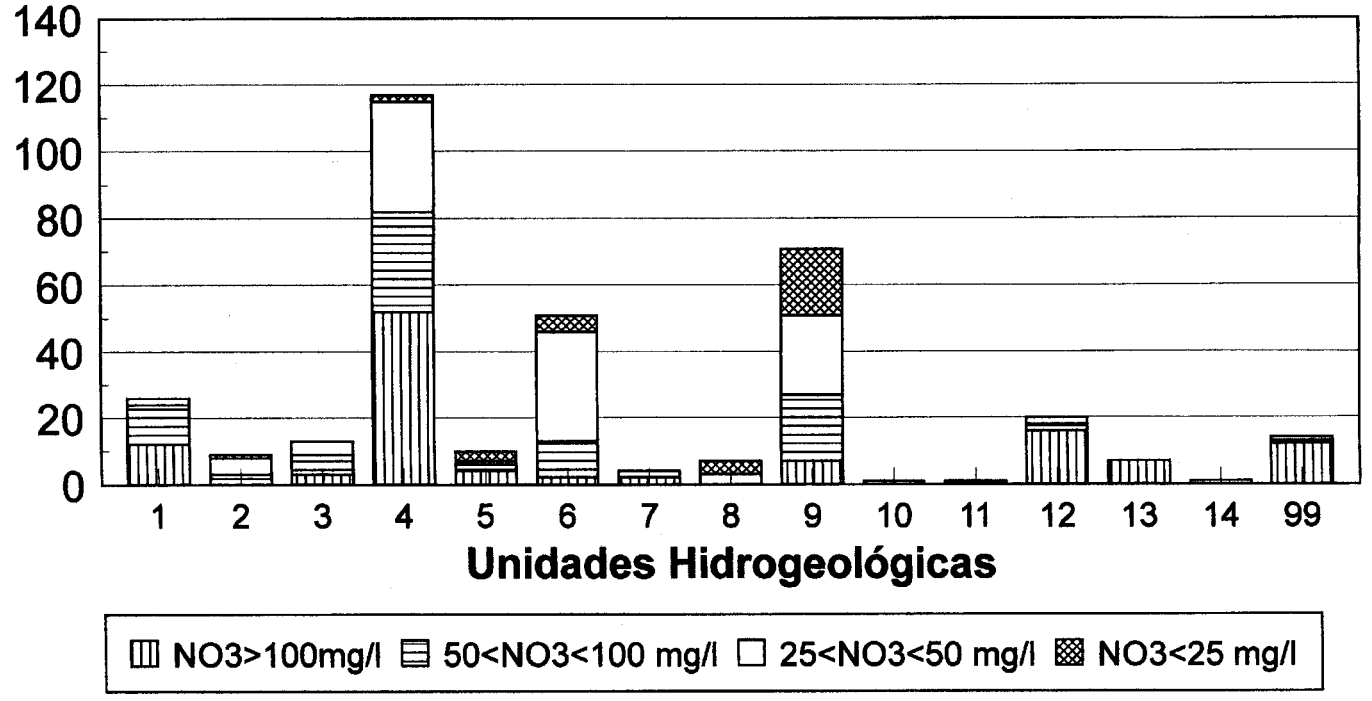

GUADIANA
Nº puntos
140
120
100
80
60
40
20
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
99
Unidades Hidrogeológicas
NO3>100mg/l
50<NO3<100 mg/l
25<NO3<50 mg/l
NO3<25 mg/l

Gráfico 5

Para su aplicación al Estado Español, la Directiva es desarrollada, en el Real Decreto 261/1996, y define como objetivo el establecer las medidas necesarias para prevenir y corregir la contaminación de las aguas continentales y litorales, causada por los nitratos de origen agrario (artículo 1).

En la definición resalta que las actuaciones que se lleven a cabo deben ir dirigidas a la prevención y corrección, y que estas medidas afectan a las aguas continentales superficiales y subterráneas, embalses de regulación, lagos naturales, charcas y estuarios.

Considera como aguas afectadas (artículo 3), las masas de agua que se encuentran afectadas por la contaminación, o en riesgo de estarlo por aportación de nitratos. La designación de estas masas corresponde, en el caso de las aguas continentales, al Ministerio de Medio Ambiente a través de las Confederaciones Hidrográficas, cuando estas sean intercomunitarias. El resto de casos corresponden a las Comunidades Autónomas: Galicia Costa, cuencas Internas de Cataluña y archipiélagos Balear y Canario.

En el supuesto de las aguas subterráneas, las masas están afectadas cuando el contenido en nitratos, excede los 50 mg/L, o pueden llegar a superar ese límite. Esta información será trasladada a las CCAA, para que procedan a la definición de las zonas vulnerables.

Definidas las masas afectadas, las CCAA procederán a la catalogación de las "zonas vulnerables"; siendo estas, aquellas superficies territoriales cuya escorrentía o filtración afecte o pueda afectar a la contaminación por nitratos de las aguas. Esta definición difiere del concepto de zona vulnerable utilizado en hidrogeología.

La Comunidad Autónoma dará traslado de la relación de zonas vulnerables para que el Ministerio de Medio Ambiente lo comunique a la Unión Europea; se incluye el supuesto de la posible afección de otros Estados Miembros, en estos casos el Ministerio debe informar al Estado miembro y a la Comisión Europea.

Se contemplan una serie de acciones que deben llevarse a cabo por la CCAA o en su caso el Ministerio, de gran importancia en cuanto a la protección y corrección de los problemas existentes: informe de situación (art. 9); Código de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA); programas de actuación (art. 6) y medidas a incorporar en los programas de actuación (art. 7); y programas de muestreo y seguimiento de la calidad de las aguas (art. 8).

Un aspecto relevante es el informe de situación contemplado en el artículo 9, de este Real Decreto. El contenido debe incluir: declaración de medidas preventivas adaptadas de conformidad con el CBPA; mapa que refleje las aguas afectadas por la contaminación; localización de zonas vulnerables, distinguiendo entre las zonas ya existentes y las que hayan sido designadas nuevas; resumen de resultados del seguimiento; resumen de los programas de actuación elaboradas y en especial: medidas impuestas y CBPA; resumen de los programas de muestreo y seguimiento de la calidad e hipótesis, grado de certidumbre y plazas en las que se presume se producirán resultados beneficiosos para las aguas contaminadas como consecuencia del programa de actuación.

En relación con los programas de actuación, cuyo objetivo es prevenir y reducir la contaminación, contempla la posibilidad de programar diferentes para las distintas zonas e incluso de zonas

de estas. Así mismo deberán incluir obligatoriamente (anexo 2), los periodos en los que esté prohibida la aplicación de determinados tipos de fertilizantes, así como la determinación de la capacidad de almacenamiento del estiércol y las limitaciones de la aplicación de fertilizantes al terreno que sea compatible con las prácticas agrarias adecuadas y tenga en cuenta las características de la zona vulnerable: estado del suelo; tipo de suelo y pendiente; condiciones climáticas y necesidades de riego.

Estas limitaciones están dirigidas al equilibrio entre la cantidad previsible que necesiten y la cantidad de nitrógeno que estos vayan a tener: cantidad de nitrógeno presente en el suelo en el momento en que los cultivos comienzan a demandar un elevado consumo de nitrógeno; suministro de nitrógeno a través de la mineralización neta de las reservas de nitrógeno orgánico en el suelo; aporte de compuestos nitrogenados de excrementos de animales; y aporte de compuestos nitrogenados procedentes de fertilizantes químicos y otros compuestos, así como de las propias aguas utilizadas para el riego.

Se determina como límite de aplicación al terreno cada año 170 kg. Esta cantidad podrá ser aportada en función del ciclo de crecimiento largo; cultivos con elevada captación de nitrógeno; alta precipitación neta en la zona vulnerable y suelos con capacidad de pérdida de nitrógeno excepcionalmente elevada.

En cuanto al programa de muestreo y seguimiento de la calidad de las aguas (art. 8), el objetivo es modificar, en su caso, la relación de las zonas vulnerables designadas y comprobar la eficacia de los programas de actuación.

Es evidente que las medidas contempladas en el Real Decreto comentado definen el camino a seguir para mejorar la situación, sin embargo en la fecha de redactar esta ponencia, el cumplimiento de la normativa, es prácticamente insignificante. Solo se han definido las masas contaminadas y tres o cuatro Comunidades han publicado la declaración de zonas vulnerables y han elaborado todos ellos el Código de Buenas Prácticas Agrarias.

CONSIDERACIONES

La contaminación de las aguas subterráneas por compuestos nitrogenados afecta a un recurso, del que depende un porcentaje elevado de la población española y de gran valor estratégico, como complemento a los sistemas tradicionales de suministro y en periodos de sequía.

Su mejor utilización y planificación, así como su protección y gestión, exigen una serie de acciones, de las que se pueden resaltar:

1. Elaborar un catálogo de unidades hidrogeológicas y acuíferos, cuyo uso prioritario se destina al abastecimiento humano; y establecer sus perímetros de protección según establece la Ley 29/1985 de 2 de agosto de Aguas.

2. Desarrollar las medidas contempladas en el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre "Protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de otras fuentes"; dando prioridad al establecimiento de las redes de observación.

3. Establecer medidas técnicas y administrativas, conducentes a recuperar los acuíferos contaminados o en proceso.

4. Implementar proyectos de investigación que contribuyan a mejorar el grado de conocimiento sobre las causas y proceso que dan lugar a esa contaminación.

ANEXO LEGISLATIVO

Adicionalmente a la Directiva 261/1996 la Unión Europea ha elaborado otras Normas encaminadas a proteger o corregir las situaciones degradantes de la calidad de las aguas subterráneas: Reglamento CEE 2078/92 del Consejo, de 30 de junio sobre "Normas de producción agraria compatible con las exigencias de la protección del medio ambiente; Reglamento CE número 746/1996 de la Comisión de 24 de abril, por el que se establecen disposiciones de aplicación del Reglamento (CEE) número 2078/1992 del Consejo sobre "Métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural"; Real Decreto 51/1995, de 20 de enero "por el que se establece un régimen de medidas horizontales para fomentar métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección y la conservación del espacio natural", Real Decreto 632/1995,de 21 de abril por el que se establece un régimen de medidas a aplicar en las zonas de influencia de los Parques Nacionales y de diez zonas de especial protección, para fomentar el empleo de métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural; Real Decreto 928/1995, de 9 de junio por el que se establece un régimen de fomento del uso en determinados humedales de métodos de producción agraria compatibles con la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural y de las aves silvestres; Real Decreto 207/1996 de 9 de febrero por el que se modifica parcialmente el Real Decreto 51/1995, de 20 de enero por el "que se establece un régimen de medidas horizontales para fomentar métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la producción y la conservación del espacio natural", y Ley 10/1998 de 21 de abril de Residuos.

BIBLIOGRAFÍA

ITGE (1989). Unidades Hidrogeológicas de la España Peninsular e Islas Baleares.

Real Decreto 1138/1990, de 14 de septiembre, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de la calidad de las aguas potables de consumo público (BOE nº 226 de 20 de septiembre).

MOPTMA-MINER (1994). Libro Blanco de las Aguas Subterráneas.

Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agresivas (BOE nº 61 de 11 de marzo).

ITGE (1998). Mapa de contenido en nitratos de las aguas subterráneas en España (en publicación).

CONFERENCIA N.1.2: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR LAS ACTIVIDADES AGRARIAS EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA INVESTIGACIÓN

CANDELA LLEDÓ, Lucila*

(*) Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica. ETSICCP-UPC
Gran Capitán, s/n. Módulo D-2. 08034 BARCELONA
Gestora del Plan Nacional de I+D en Recursos Hídricos. CICYT

RESUMEN

Aunque los impactos de las actividades agrarias sobre la recarga de los acuíferos son conocidos desde los años setenta, no han sido considerados como un problema ambiental prioritario hasta el inicio de la década de los ochenta. La presencia puntual o difusa de fertilizantes, plaguicidas, metales pesados y sales es un hecho constatado en la mayoría de los acuíferos. La mejora de las técnicas analíticas y de muestreo han permitido comprobar los efectos de las prácticas agrícolas sobre el lixiviado de agroquímicos y su efecto sobre las aguas subterráneas en función del régimen climático, los efectos de la agricultura de regadío sobre la salinización de las aguas subterráneas y en algunos casos, las consecuencias económicas de su degradación. La lenta respuesta a los problemas generales, en parte debido a las complejas interacciones medioambientales y al tiempo necesario para detectar su aparición, hace necesario la definición de estrategias coordinadas para un desarrollo sostenible.

Palabras Clave: ***Agricultura, nitratos, plaguicidas, aguas residuales.***

INTRODUCCIÓN

Hace exactamente 200 años, el reverendo Thomas Robert Malthus publicó el panfleto anónimo titulado *'Ensayo sobre la ley de la población y sus efectos sobre el perfeccionamiento futuro de la sociedad, con comentarios sobre las especulaciones de M. Godwin, M. Condorcet y otros autores'*. En ella se planteaba que mientras el crecimiento de la población humana seguiría una progresión geométrica, paralelamente a este crecimiento se produciría otro más limitado de las subsistencias siguiendo una progresión aritmética. Afortunadamente la predicción malthusiana no se ha cumplido, el incremento de la producción de alimentos se ha mantenido por delante de la población e incluso en algunas zonas, por ejemplo Europa, se puede hablar de excedentes agrícolas.

Si bien el rendimiento agrícola se debió inicialmente a la puesta en producción de superficie no cultivada, la mayor evolución ha sido debida a los cambios en las prácticas agrícolas: aumento de la mecanización, agricultura intensiva, pero especialmente por el regadío, uso de fertilizantes inorgánicos y plaguicidas sintéticos. Paralelamente a los beneficios tecnológicos producidos, han aumentado proporcionalmente los impactos ambientales. Las prácticas de cultivo inapropiadas, el regadío intensivo y la sustitución del cultivo por rotación por el monocultivo, han conducido a problemas de degradación del suelo (erosión, acidificación, salinización, alcalinización, disminución de la porosidad del suelo) y cambios de la cantidad y calidad de las aguas superficiales y subterráneas.

Actualmente, la relación entre agricultura y la calidad de las aguas subterráneas constituye un motivo de preocupación a nivel científico y político (91/676/CEE, DO/C355). Sin embargo, las prácticas agrícolas como fuente de contaminación no se consideraron un problema prioritario hasta el final de la década de los 70. Las principales causas del desinterés pueden atribuirse a la lenta velocidad de transporte de los contaminantes, falta de concienciación de la importancia de las aguas subterráneas, y el escaso interés del sector agrícola por el problema. A estos hechos deben sumarse las lagunas existentes sobre el conocimiento de los mecanismos de migración de los contaminantes y su interacción con el medio no saturado junto con las limitaciones en los métodos de instrumentación y muestreo.

Actualmente, ya estan ampliamente aceptados los efectos de los retornos de regadío, el uso de plaguicidas, fertilizantes y abonos orgánicos, los cambios de vegetación, y el regadío con aguas residuales sobre la calidad de las aguas subterráneas. Además, considerando que en muchas regiones las principales áreas de recarga de acuíferos están ocupadas casi completamente con cultivos intensivos, es evidente que el recurso subterráneo tiene como origen la infiltración del exceso de lluvia y el retorno de regadío.

No hay que olvidar que si bien la agricultura constituye la mayor fuente de contaminación difusa de las aguas subterráneas, las prácticas agrícolas tambien ocasionan contaminación puntual de derivados del petróleo, plaguicidas y fertilizantes por causa de derrames, mal almacenamiento, abandono de los recipientes o accidentes ocasionales (MAFF, 1991).

EL RIESGO DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Presencia de nitratos

El nitrógeno orgánico está presente en los suelos de forma natural (llegando en algunos casos a concentraciones de hasta 200kg N/ha), puede ser oxidado por las bacterias y posteriormente lixiviar a través de la zona radicular en función de las condiciones ambientales. Sin embargo, es habitual aplicar fertilizantes inorgánicos o estiércol para el crecimiento de las plantas. El nitrógeno aplicado sufre un complejo proceso, dependiendo generalmente la mineralización y el lixiviado de las dosis suministradas. Debido a que el nitrato es muy móvil una vez alcanzado el acuífero tiende a ser transportado por el agua sin ninguna atenuación.

Los datos existentes sobre uso de fertilizantes nitrogenados en España indican un incremento de la aplicación media de nitrógeno inorgánico de 10 kg/ha en 1960 a 33 kg/ha en 1991; puntualmente pueden llegar a ser de hasta 5000 kg/ha en cultivos citrícolas (CANDELA & VARELA, 1998). Este incremento sostenido ha conducido a que la mayoría de los acuíferos detríticos localizados en zonas de gran demanda y con zona no saturada inferior a 30 m, presenten problemas de contaminación (MOPTMA-MINER, 1994).

La forma habitual de estudiar el efecto del lixiviado producido por las prácticas agrícolas es mediante el uso de lisímetros, a través de experimentos de drenaje en el campo, cápsulas porosas y ensayos de suelo destructivos, siendo los más habituales los dos últimos (CANDELA & VARELA, 1993). La mayoría de los datos publicados corresponden a estudios realizados en parcelas experimentales de agricultura de regadío (SANCHIS, 1991; GRANDE et al., 1994; HIDALGO et al., 1997) entre otros.

Agricultura de regadío

Desde el punto de vista teórico, en el regadío se debería controlar la humedad del suelo y maximizar el consumo de nutrientes por las plantas, así como disminuir el lixiviado. Sin embargo, con algunas notables excepciones, las prácticas de regadío permanecen relativamente ineficientes, con un considerable exceso de agua aplicado en cada dotación, generando un lixiviado profundo, que puede llegar a ser muy importante en suelos bien drenados.

En suelos bajo cultivos intensivos del Maresme (GUIMERÁ et al., 1995) la concentración detectada en cápsulas porosas de la zona no saturada osciló entre 300-800 mg/l de nitrato; más del 50% de la dosis aplicada habia sido lixiviada. Dado que el agua de regadío procedente del acuífero ya dispone de una concentración suficiente de nitratos para satisfacer los requerimientos de las plantas, la mayor parte del nitrógeno aplicado es lixiviado rápidamente. Este proceso es especialmente importante durante la etapa inicial del crecimiento de la planta, llegando a alcanzar hasta al 80% del fertilizante suministrado.

En zonas donde se han introducido técnicas de regadío muy eficientes, es posible un mayor control sobre el lixiviado. Sin embargo, es de esperar que el agua de riego que recarga al acuífero sea cada vez más salina. Aunque el volumen de lixiviado sea bajo, las concentraciones de nitratos pueden permanecer altas.

Una práctica relativamente habitual en las regiones áridas o semi-áridas cuyo impacto en las aguas subterráneas puede ser importante, es el riego con aguas residuales (FOSTER et al., 1994; MORELL et al., 1994). Datos procedentes de estudios realizados en un acuífero libre de Israel, donde desde los años 60 se vienen aplicando aguas residuales en cereales y cítricos, revelaron producción de N_2O y CO_2, desarrollo de un nivel anaerobio debido a la intensa actividad bioquímica, aparición de un nivel casi colgado a 60 cm del nivel freático y formación de estratificación de agua de distinta composición. El efecto de anoxificación del acuífero se atribuye al regadío con el efluente desde los años 60 o a la removilización de la materia orgánica (RONEN & MAGARITZ, 1985).

Agricultura de secano

Aunque no se dispone de datos referentes al impacto de la agricultura de secano, se sabe que el efecto del lixiviado es un proceso complejo que depende del tipo de suelo, cultivo y precipitación. Por ejemplo, en cultivo de cereales se pueden lixiviar entre 30-70 kg/N/ha/año (FOSTER & CHILTON, 1998). Estudios efectuados en lisímetros con 'mínima alteración del suelo' mostraron que la mayoría del nitrato es lixiviado a final del otoño, cuando se produce un exceso de precipitación después de un periodo de nitrificación natural del suelo (FOSTER & CHILTON, 1998). En consecuencia, una forma de reducir el lixiviado sería evitar la aplicación de fertilizante durante dicho periodo y mantener el suelo cubierto mediante un cultivo permanente (HAMILTON & HELSEL, 1995)

Los datos existentes de zonas de Gran Bretaña, muestran que la intensificación de los cultivos ha conducido a un incremento del lixiviado de nitrato hacia zonas profundas con concentraciones superiores a los 50 mg/l (FOSTER et al.; 1984). El efecto de cambio de cultivo de pasto a cereal condujo a una oxidación del nitrógeno orgánico y a una disminución de la desnitrificación en suelos bien aireados. En consecuencia, cuando los requerimientos de nutrientes de las plantas están cubiertos y existen en exceso, el nitrato del suelo es fácilmente lixiviado por la lluvia. Por el contrario, la compactación del suelo y el sistema radicular del pasto conduce a mayor consumo de nitrato y probablemente a pérdidas significativas por desnitrificación.

Posibilidad de desnitrificación en acuíferos

La desnitrificación natural en acuíferos (remediación intrínseca) producida por bacterias o de tipo químico (oxidación de pirita, por ejemplo) es uno de los aspectos que ultimamente ha recibido más atención dada su importancia para eliminar los nitratos de las aguas subterráneas (KOROM, 1992). La desnitrificación por bacterias ha sido confirmada mediante experimentos en laboratorio y se ha observado en algunos acuíferos cautivos (ALEXANDER, 1994). En la zona no saturada, a pesar de la potencialidad existente debido a la presencia de bacterias desnitrificantes, dadas sus condiciones aeróbicas el proceso no puede desarrollarse. Sin embargo, cuando en la zona no saturada existe una concentración elevada en carbono inorgánico, el proceso de desnitrificación puede llegar a ser importante.

Presencia de plaguicidas

El término plaguicida engloba todo un conjunto de compuestos orgánicos e inorgánicos destinados a prevenir o controlar cualquier especie de planta o animal indeseable, regulador del crecimiento, defoliante o desecante. Su aplicación no está solo restringida a prácticas agrícolas. A pesar de ser habituales en los cultivos desde el año 3000 a.c. (azufre), es a partir de los años 70 cuando se introducen de forma masiva los compuestos orgánicos. En función de su aplicación, se clasifican en: insecticidas, herbicidas, acaricidas, fungicidas, rodenticidas, etc. y según su composición en organoclorados, organofosforados, carbamatos, triacinas, piretroides, ácidos fenoxiácidos, etc., siendo los organoclorados los más persistentes. El número de plaguicidas registrado a nivel nacional es superior a 3000 siendo las substancias activas más de 380 (Asociación Española de Productores de Plaguicidas - AEPLA, com. personal)

Aunque generalmente se desconocen los compuestos aplicados (solo es de dominio público el consumo total en toneladas o el valor económico), se sabe que los utilizados mayoritariamente son los insecticidas y que la comunidad española con más gasto por ha son las islas Canarias con 36,000 Pta/ha/año, seguida de la Comunidad Valenciana con 17,000 Pta/ha/año (AEPLA com. personal, 1995). Su consumo, al igual que los fertilizantes inorgánicos ha venido mostrando un incremento continuado hasta 1992 (Figs. 1 y 2).

Hasta los años 80 la contaminación de las aguas subterráneas por plaguicidas no era considerada una amenaza, a pesar de que estos compuestos son tóxicos en mayor o menor grado y persistentes. Los expertos en agronomía defendían que el elevado peso molecular de la mayoría de los compuestos (como los insecticidas organoclorados) y la volatilización de aquellos de peso molecular bajo (la mayoría de los herbicidas) serían los mecanismos predominantes de su degradación. Por otro lado, dado que en suelos fértiles la mayor parte de los plaguicidas tienen una vida media inferior a un año, e incluso algunos de ellos inferior a dos meses, los residuos del suelo se eliminarían por biodegradación anaerobia o hidrólisis, evitando así la contaminación de las aguas subterráneas. Las únicas excepciones corresponderían a acuíferos con nivel freático muy superficial, suelos de granulometría grosera o aplicación excesiva. Sin embargo, la presencia de plaguicidas en las aguas subterráneas en concentraciones superiores a 0,1 g/l (MOPTMA, 1994; GOMEZ DE BARREDA et al., 1994; CABRERA et al., 1997; HIDALGO et al., 1997) cada vez es más frecuente.

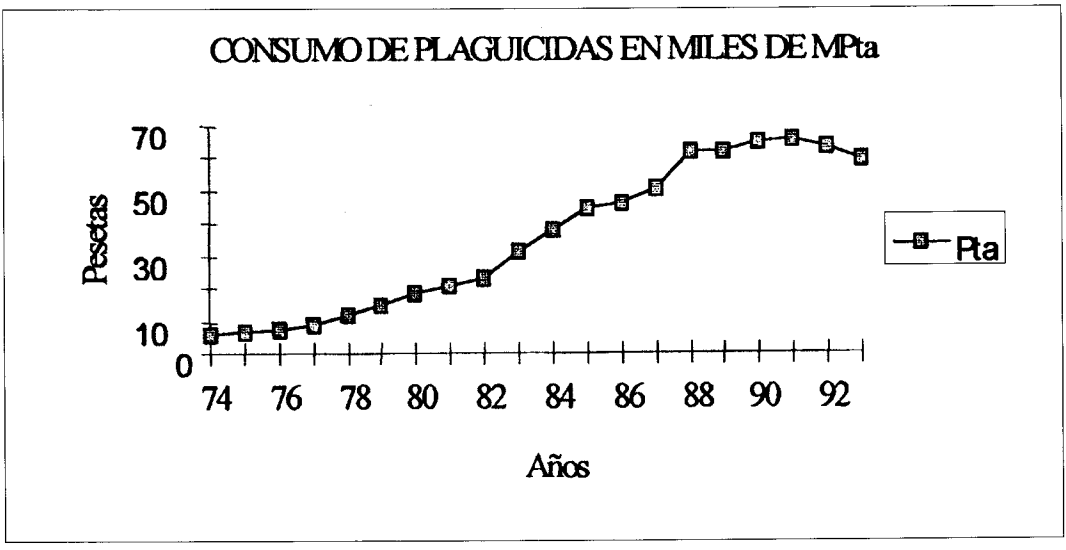


Fig 1. Consumo de plaguicidas en España medido en pesetas constantes de 1974 a 1993. (AEPLA, comm. pers. 1993).

Al contrario de lo que ocurre con los nitratos, los datos existentes sobre contaminación de acuíferos por plaguicidas son puntuales y están bastante dispersos; mayoritariamente se asocian a proyectos de investigación concretos. Conocer adecuadamente la cantidad de plaguicida que lixivia a las aguas subterráneas no es trivial, los procesos de degradación, la complejidad analítica de identificación y cuantificación son algunos de los problemas principales. Además, debe destacarse que:

- Existen insalvables dificultades para conocer en detalle la naturaleza y cantidad de los compuestos activos aplicada por los agricultores. Esta información es considerada confidencial por las empresas que comercializan los plaguicidas y es de difícil obtención.
- En general se suelen aplicar varios compuestos simultaneamente por cultivo, siendo rapidamente reemplazados por otros considerados más efectivos, menos tóxicos o más selectivos.
- Frecuentemente tan solo se conoce el compuesto activo aplicado, y algunos de los subproductos de degradación (metabolitos). En ocasiones, los metabolitos son mucho más tóxicos y persistentes que el compuesto original.
- En muchos casos al producirse una aplicación de varios compuestos simultáneamente, es previsible que se produzcan sinergias entre ellos.
- No existe una normativa clara para el muestreo de aguas y suelos, conservación y almacenamiento de las muestras, en consecuencia, la representatividad de las muestras es en muchos casos más que dudosa.
- La utilización de técnicas de muestreo no apropiadas (tubos de PVC, cápsulas de succión arcillosas, pérdida de fracción coloidal, entre otras) pueden conducir a falsos valores de concentración del compuesto.
- Dado que las muestras se deben preconcentrar para su análisis (en general se trabaja con concentraciones de g/l), son necesarios grandes volúmenes de agua, y manipulación cuidadosa para evitar su modificación y pérdidas de la fracción volátil.
- No se suelen indicar explícitamente los métodos analíticos utilizados para la detección de las distintas familias de residuos y su fiabilidad.
- Las muestras generalmente no suelen ser confirmadas mediante el uso de espectrómetro de masas, para contrastar la validez de los resultados obtenidos.
- No es habitual disponer de datos de los parámetros que controlan el transporte de estos compuestos en condiciones reales.

Además, se debe añadir que es muy corriente desconocer las características del pozo, profundidad, zonas ranuradas, tiempo de bombeo antes de tomar la muestra, etc., y por tanto el acuífero muestreado y transformaciones que haya podido sufrir la muestra.

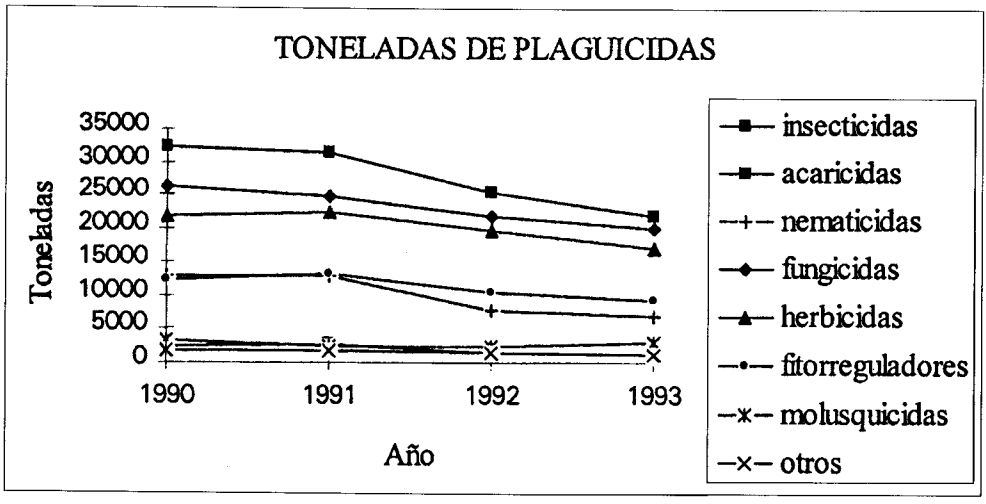


Fig. 2. Toneladas de plaguicidas en función de su acción específica (AEPLA, comm. pers.)

Factores que afectan al transporte

La eventual presencia de un plaguicida en las aguas subterráneas se debe fundamentalmente a la acción de factores climáticos, características del plaguicida y tipo de aplicación, naturaleza del suelo y los procesos que en él se desarrollan.

La cantidad de lixiviado que llega al acuífero depende del tiempo de tránsito a través de la zona no saturada y de la capacidad asimilativa del suelo. Desde el punto de vista de afección a los acuíferos, se considera a la zona no saturada, y en especial al suelo como el último receptor del material contaminante. En consecuencia, los procesos que tienen lugar en dicho medio van a condicionar la presencia de un determinado plaguicida en las aguas subterráneas. Esta premisa ha permitido elaborar las bases fundamentales del análisis de riesgo de contaminación por plaguicidas basadas en parámetros específicos del suelo (adsorción) y del compuesto (persistencia y movilidad), que en su mayoría son obtenidos a partir de referencias bibliográficas (JURY et al., 1987).

Se supone que los mecanismos de adsorción-desorción de un plaguicida tienen un papel fundamental en el control y magnitud de los procesos producidos en el suelo, como son el lixiviado, volatilización, biodegradación e incluso extracción por las plantas. El fundamento teórico es que la adsorción-desorción en el medio sólido controla las concentraciones de los plaguicidas en las fases acuosas y gaseosa y el resto de procesos tienen lugar en, o a través de, esas dos fases fluidas. Los mecanismos de adsorción-desorción son descritos mediante isotermas de adsorción obtenidas en laboratorio, siendo utilizada generalmente la isoterma lineal para calcular el coeficiente de reparto (K_d) del compuesto orgánico entre la fase líquida y la fase mineral. En muchas ocasiones este fraccionamiento no es lineal, depende del tiempo y no es reversible.

Otro de los parámetros importantes es el contenido de materia orgánica siendo utilizado para definir y tabular el coeficiente de reparto respecto al contenido en carbono orgánico (K_{oc}), aunque esta generalización es válida sólo para plaguicidas no ionizables. En general, se admite que los plaguicidas con mayor K_{oc} tengan un mayor retardo y por consiguiente, tardarán más en aparecer en la zona saturada.

Habitualmente, la degradación del plaguicida se cuantifica mediante el periodo de semidegradación $t_{1/2}$, valor generalmente obtenido mediante medidas realizadas en condiciones de temperatura y contenido de humedad específico y para una actividad microbiana óptima. Es de destacar que la biodegradación tiende a disminuir en suelos secos y cuando la temperatura disminuye. Así según las referencias (RAO et al., 1985), para un determinado compuesto cabe la posibilidad de encontrar un rango de variabilidad importante (por ejemplo, para los carbamatos puede oscilar entre minutos y varios cientos de años).

Los indicadores de contaminación potencial para la evaluación del transporte de plaguicidas a los acuíferos, como por ejemplo los índices GUS, AF y RF (GUSTAFSSON, 1989; RAO et al., 1985) se basan, especialmente en el K_{oc} y el $t_{1/2}$, en valores obtenidos mediante ensayos de laboratorio en condiciones óptimas o en ensayos experimentales específicos. Como se desprende de lo mencionado anteriormente, son aproximaciones empíricas del potencial contaminante de un plaguicida, no aplicables a muchas de las situaciones reales. Muchos compuestos utilizados supuestamente lixiviables y presentes en las aguas subterráneas de países centroeuropeos no han sido observados en nuestras latitudes, una de las posibles explicaciones apunta al distinto régimen cli-

mático (sin olvidar los escasos datos disponibles en relación con su presencia y que los contaminantes pueden estar viajando todavía por la zona no saturada).

Además, hay que destacar que los productos químicos se mueven frecuentemente en el suelo y en el agua de una forma más errática e impredecible, porque los materiales geológicos son heterogéneos, algo dificilmente simulable en laboratorio. En suelos estructurados, conteniendo raices, fisuras, y otros tipos de poros, estas irregularidades actúan como caminos preferenciales, incluso para aquellos compuestos que viajan en forma coloidal. En suelos arenosos aparentemente homogéneos este efecto puede producirse por variaciones de permeabilidad (STEENHUIS & PARLANGE, 1991). El flujo preferencial, permite al agua y a los contaminantes atravesar mayores distancias de las que se producirían en suelos sin irregularidades.

En relación con este último proceso, se ha observado que una alta intensidad de lluvia moviliza más cantidad de plaguicida a través de caminos preferenciales que un volumen igual pero de baja intensidad.

Salinización de suelos y acuíferos

La mayor parte de las áreas regadas del mundo sufre en mayor o menor intensidad los efectos de la salinización del suelo y de las aguas subterráneas debido al encharcamiento sobre el terreno o a la recirculación por regadío. Las principales causas de salinización en general proceden de la propia agua utilizada y de regadíos mal diseñados o gestionados. La sal si no es eliminada por lixiviación, drenaje o debido a la evaporación, se va acumulando sobre la superficie del suelo a partir de los sucesivos regadíos (ARAGÜÉS et al., 1996).

También se han ocasionado problemas muy severos de drenaje y salinización de suelos y acuíferos en muchas zonas agrícolas debido al ascenso del nivel freático a causa de los retornos de riego.Otros procesos que pueden causar salinización de las aguas subterráneas por regadío son los producidos por la importación de aguas superficiales sobre acuíferos semiconfinados con superficies de baja permeabilidad y el lixiviado de sales naturales en zonas áridas por retornos de regadío, impacto que puede ocurrir en la zona de Monegros (SAMPER et al., 1993).

NECESIDADES FUTURAS

Las necesidades de investigación asociadas a la contaminación de origen agrario requieren en primer lugar conocer con detalle el nivel del acuífero afectado y la representatividad de las muestras obtenidas. Aunque en nuestro país la contaminación por nitratos es bastante conocida, todavía hay mucho por hacer y hay que resaltar que existen pocos estudios sobre el estado de los acuíferos en relación con plaguicidas, aguas residuales y salinización.

Cualquier planteamiento que se efectúe sobre programas de control de residuos de plaguicidas en muestras de aguas debería basarse en estudios previos sobre los productos aplicados en la zona de estudio, grado de utilización y periodos de tratamiento. Este primer paso permitirá cumplir con la normativa establecida en la lista I de la Comunidad Europea (76/464 EEC, plaguicidas priorita-

rios que deben ser controlados) y además elaborar una lista complementaria a la realidad española. La lista debería basarse entre otros criterios en las posibilidades de contaminación de las aguas subterráneas. Por ello, es necesario conocer la movilidad de los plaguicidas a partir de propiedades como adsorción, solubilidad, persistencia, etc., en condiciones reales. Se sabe que el efecto de determinadas prácticas agrícolas puede alterar el comportamiento de compuestos estables bajo unas condiciones ambientales definidas; la aplicación de nitrato amoniacal al suelo puede producir cambios de pH e inestabilidad del plaguicida.

La metodología analítica es uno de los aspectos más problemáticos. No existen métodos analíticos universales capaces de detectar todos los plaguicidas que puedan aparecer en una muestra real, por lo que es necesario conocer qué grupos deben ser analizados. Debido a la diversidad de métodos es necesario unificar criterios y establecer métodos de obligado cumplimiento para todos los laboratorios. La necesidad de laboratorios especializados de calidad contrastada es una realidad.

Dado el esfuerzo económico necesario para cubrir los costes analíticos, sería deseable la aplicación de técnicas de inmunoensayo (ELISA) para detectar la presencia positiva de los compuestos. El método del inmunoensayo utiliza anticuerpos para la detección de compuestos que tienen afinidad estructural por una región específica de las moléculas del anticuerpo. Otro aspecto a destacar es el constituir una buena alternativa para el análisis de analitos polares, habitualmente difíciles de analizar por métodos convencionales. Su sencillez, rapidez y economía lo aconsejan para los muestreos previos en los programas de control de residuos (TORRES et al., 1995).

Aunque existen ciertas experiencias puntuales, los efectos de aplicación de aguas residuales y la salinización de suelos y acuíferos se consideran bastante desconocidos a nivel nacional. Por ello, sería conveniente establecer estudios de control en zonas de regadío para verificar los procesos originados en el acuífero y en la zona no saturada por estas prácticas.

Los problemas de calidad relacionados con las prácticas agrícolas solo pueden ser resueltos desde un punto de vista holístico de la investigación y las prácticas agrícolas. La preocupación sobre conservación del suelo y de la calidad del agua superficial debe ser considerada en relación con la protección de las aguas subterráneas. Por consiguiente, es necesaria la aplicación de prácticas agrícolas que incluyan una mejor gestión de los productos químicos, así como la formación de los agricultores para llevar a cabo una agricultura sostenible.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDER, M. (1994): Biodegradation and bioremediation. Academic Press Inc. 271 pp.

ARAGÜÉS, R.; QUILEZ, D. y RAMÍREZ, D. (1996). Riego, calidad del agua y calidad del suelo: la cuenca del Ebro como caso de estudio. En: Jornadas sobre las aguas subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrológica. 361-367. AIH-GE. Lleida.

CABRERA, C.; MUÑOZ-CARPENA, R.; PONCELA, R. (1997): Estudio de la contaminación por plaguicidas en la zona no saturada y el acuífero de Gran Canaria y Tenerife (Islas Canarias). En: Las Aguas subterráneas en la planificación hidrológica en la Islas Canarias. AIH-GE, p. 211-218

CANDELA, L.; VARELA, M. (1993): La zona no saturada y al contaminación de las aguas subterráneas. Teoría, medición y modelos. CIMNE. 325 pp. Barcelona.

CANDELA, L.; VARELA, M. (1998): Groundwater pollution from mineral fertilizers and pesticides in Spain. En: Agricultural Threats to groundwater quality. Candela, L. y Aureli, A. (Eds). IHP-UNESCO, IAMZ-CIHEAM, 251 pp.

DO/C355 (1996): Propuesta de Decisión del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a un programa de acción para la gestión y protección integradas de las aguas subterráneas. Comunidad Europea DO nºC355 del 25.11.96

EEC 76/464 (1976): Council Directive on Dangerous substances. OJ L 129, 18 May 1976.

EEC 91/676 (1991): Council Directive on Nitrates Directive. OJ L 375, 31 December 1991.

FOSTER, S.; GALE, I.; HESPANHOL, N. (1994): Impacts of wastewater use and disposal in groundwater. BGS Technical Report WD/94/55. 32pp.

FOSTER, S.; CHILTON, P.J. (1998): As the land so the water-The effects of agricultural cultivation on groundwater. En: Agricultural Threats to groundwater quality. A workshop. Candela, L. y Aureli, A. (Ed). IHP-UNESCO e IAMZ-CIHEAM, 15-43.

GOMEZ DE BARREDA, D.; GAMÓN, Mç.; LORENZO, E.; SAEZ, A.; GARCIA DE LA CUADRA, J.; RAMOS, C.; PEREZ, I. (1994): Contaminación de herbicidas residuales en aguas de pozos. En: Análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas. AIH-GE. Tomo I, pp 351-36

GUIMERA, J.; MARFA, O.; CANDELA, L.; SERRANO, L. (1995): Nitrate leaching and strawberry production under drip irrigation management. Agriculture, Ecosystems and Environment, (56):121-135.

GRANDE, J.A.; GONZALEZ, A.; SANCHIS, E. (1994): Contaminación por nitratos en la zona no saturada del sector occidental del acuífero de Ayamonte-Huelva. En: Investigación en la zona no saturada. Morell E. (Ed). 67-76.

GUSTAFSSON, D. (1989): Groundwater Ubiquity Score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Sci. Technol, (8): 339-357.

HAMILTON, P. Y HELSEL, D. (1995): Effects of agriculture on groundwater quality in five regions of the United States. Ground Water, (33):217-226.

HIDALGO, M.; CRUZ-SANJULIAN, J.; AUGUSTIN, C. (1997): Contaminación difusa en un acuífero detrítico debido al uso de fertilizantes y plaguicidas (Depresión de Baza, Granada). Hidrogeología. (13): 73-86.

JURY, W.A.; FOCHT, D.; FARMER, W. (1987): Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. Journ. Env. Qual, 16(4): 422-428.

KOROM, S. (1992): Natural denitrification in the saturated zone: a review. Water Res. Research, (28): 1657-1668.

MAFF (1991): Code of good agricultural practices for the protection of water. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Welsh Office, Agriculture Department. 80 pp.

MOPTMA (1994): Microcontaminantes orgánicos en el agua de las unidades hidrogeológicas 04.04 Mancha Occidental y 04.06 Campo de Montiel. Confederación Hidrográfica del Guadiana. 428 pp

MOPTMA-MINER (1994): Libro blanco de las aguas subterráneas. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Ministerio de Obras públicas, Transportes y Medio Ambiente. 135 pp.

MORELL, I.; ESTELLER, M.V.; DURAN, A. (1994): Efecto depurador de la zona no saturada sobre efluentes urbanos utilizados para riego. En: Investigación en la zona no saturada. Morell E. (Ed)77-98.

RAO, S.; HORSNBY, A.; JESSUP, R. (1985): Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. Soil Crop. Sci. Soc. Florida. Proc. (44): 1-8.

RONEN, D. y MAGARITZ, M. (1985): High concentration of solutes at the upper part of the saturated zone (water table) of a deep aquifer under sewage irrigated land. Journal of Hydrol. (80): 311-323.

SAMPER, J.; CUSTODIO, E.; GARCIA-VERA, M.A. (1993): Groundwater salinity variations in the closed basin semi-arid area of Los Monegros-Spain. En: Proc. IAGA Sym. Isotope Techniques in Study of Environmental Changes in the Hydrosfere (Vienna-Austria): 213-228.

SANCHIS, E. (1991): Estudio de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Ed Graficuatre, 340 pp.

STEENHUIS, T.; PARLANGE, J. (1991): Preferential flow in structured and sandy soils. En: Preferential flow. Proceedings of the National Symposium. Gish, T. y Shirmohammadi (Eds). Am. Soc. of Agric. Engin. 2-12.

TORRES, E.; CABALLERO, J.; MELO, T.; CLAVE, J.; CANDELA, L. (1995): Análisis de atrazina mediante técnicas inmunoenzimáticas y cromatográficas sobre muestras de agua y suelo. Aplicación a un estudio de campo. Hidrología y Recursos Hidraúlicos. Vol XX: 595-608.

EL RIESGO DE LIXIVIACIÓN DE NITRATO EN LAS PRINCIPALES ZONAS HORTÍCOLAS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

ABRIL, F.*; DE PAZ, J.M.* y RAMOS, C.*

(*) Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Apartado Oficial. 46113 MONCADA

RESUMEN

Se evaluó el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por nitrato, en las principales zonas hortícolas de la Comunidad Valenciana, mediante el modelo de simulación N-LEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package). El modelo se calibró para el cultivo de patata empleando datos experimentales de drenaje, contenido de nitrato en el suelo y extracción de N por la planta en la zona de L'Horta Nord de Valencia. Las zonas hortícolas se seleccionaron por su importancia y, en cada una de ellas, se eligieron los cultivos hortícolas más importantes. Los datos de clima, suelo y manejo de cultivo en cada una de las zonas se obtuvieron de diferentes fuentes. En cada zona se realizaron simulaciones para los cinco cultivos más importantes en los tres tipos de suelo más representativos. La lixiviación de nitrato estimada en cada zona se obtuvo integrando los valores obtenidos para cada cultivo y tipo de suelo. Además de la lixiviación de nitrato en cada cultivo también se calculó el nitrato residual en el suelo al final de cada cultivo. El error del NLEAP en la estimación de la lixiviación de nitrato en el cultivo de patata varió entre - 18% y 12%. La zona con mayor lixiviación de nitrato por unidad de superficie fue la de L'Horta - Turia, con una lixiviación de unos 390 kg N /ha /año. Los cultivos que más contribuyen a esta lixiviación son la alcachofa, la patata y la cebolla. La zona con menor lixiviación de nitrato fue la Plana Baixa con unos 240 kg N /ha /año, debido a que en esta zona el cultivo principal es la judía, que tiene una lixiviación menor que los otros cultivos (unos 130 kg N/ha).

Palabras Clave: *Lixiviación, nitrato, cultivos hortícolas, fertilización, nitrógeno.*

INTRODUCCIÓN

Varios trabajos realizados en la Comunidad Valenciana (Vitoria *et al.* 1991; Legaz y Primo 1992; Sanchis, 1993) muestran la importancia de la agricultura como fuente de contaminación de los acuíferos por nitrato. Los cultivos hortícolas reciben cantidades muy elevadas de abonado nitrogenado y son poco eficientes en el uso de este nitrógeno por lo que representan un papel importante en la contaminación de las aguas subterráneas por nitrato.

Los modelos de simulación, una vez bien calibrados en la zona a aplicar, permiten evaluar la lixiviación de nitrato de diferentes cultivos en función del clima, suelos y prácticas de cultivo. Uno de los modelos de nitrógeno en el suelo que requiere relativamente pocos datos y que ha sido evaluado en ensayos de campo es el N-LEAP. Así pues, los objetivos del presente trabajo fueron:

1) Evaluar la lixiviación potencial de nitrato en cinco zonas de importancia hortícola de la Comunidad Valenciana empleando el modelo de simulación NLEAP.

2) identificar los cultivos que más contribuyen a las pérdidas de nitrato por lixiviación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Selección de las zonas hortícolas

Se eligieron las zonas en función de su importancia y representatividad en el cultivo de especies hortícolas según las bases de datos de la *Conselleria d'Agricultura, Peixca i Alimentació,* correspondientes al año 1996. En la tabla 1 se presentan las zonas seleccionadas.

Tabla 1. Zonas hortícolas seleccionadas

ZONAS	Superficie agrícola de regadío (ha)	Superficie hortícola de regadío (ha)	% Superficie hortícola
I- Baix Maestrat	12.800	2.300	18
II- Plana Baixa	11.200	950	8
III- Horta-Turia	52.700	12.700	24
IV- Riberes del Xuquer	62.500	4.100	7
V- L'Alacantí – Baix Vinalopó – Baix Segura	57.800	7.400	13
TOTAL ZONAS	197.000	27.450	14
Comunidad Valenciana		44.000	
% representado por las zonas selecc.			62

Descripción del modelo NLEAP

El modelo NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package) fue desarrollado por Shaffer et al. (1991). Se trata de un modelo determinístico unidimensional que estima la lixi-

viación de $N\text{-}NO_3$ bajo diferentes cultivos, así como el impacto potencial de ésta lixiviación en los acuíferos asociados. El programa requiere para su funcionamiento información sobre manejo de cultivos (abonados, riegos, etc.), suelos, clima y datos económicos.

El modelo consta de tres niveles de análisis: anual, mensual y análisis evento a evento. El análisis anual utiliza un balance anual de agua y nitrógeno para calcular un riesgo potencial anual de lixiviación de $N\text{-}NO_3$, por lo que se trata de un análisis muy simplificado. Los análisis mensual y evento a evento son más detallados y realizan balances mensuales y en cada evento (riego, abonado, lluvia, o laboreo), respectivamente. En este trabajo se ha utilizado el análisis mensual por ser el que mejor se adaptaba a los objetivos del trabajo y a los datos disponibles.

El modelo divide el perfil del suelo en dos horizontes, un primer horizonte de 30 cm de profundidad (el primer pie), y un segundo horizonte que llega hasta la profundidad máxima de las raíces del cultivo. Las transformaciones del carbono y el nitrógeno en el suelo (desnitrificación, volatilización, nitrificación y mineralización-inmobilización) se supone que ocurren sólo en el horizonte superior. La extracción de nitrógeno por parte de la planta y la lixiviación de nitrato puede tener lugar en ambos horizontes. Todo esto se puede ver esquemáticamente en la figura 1.

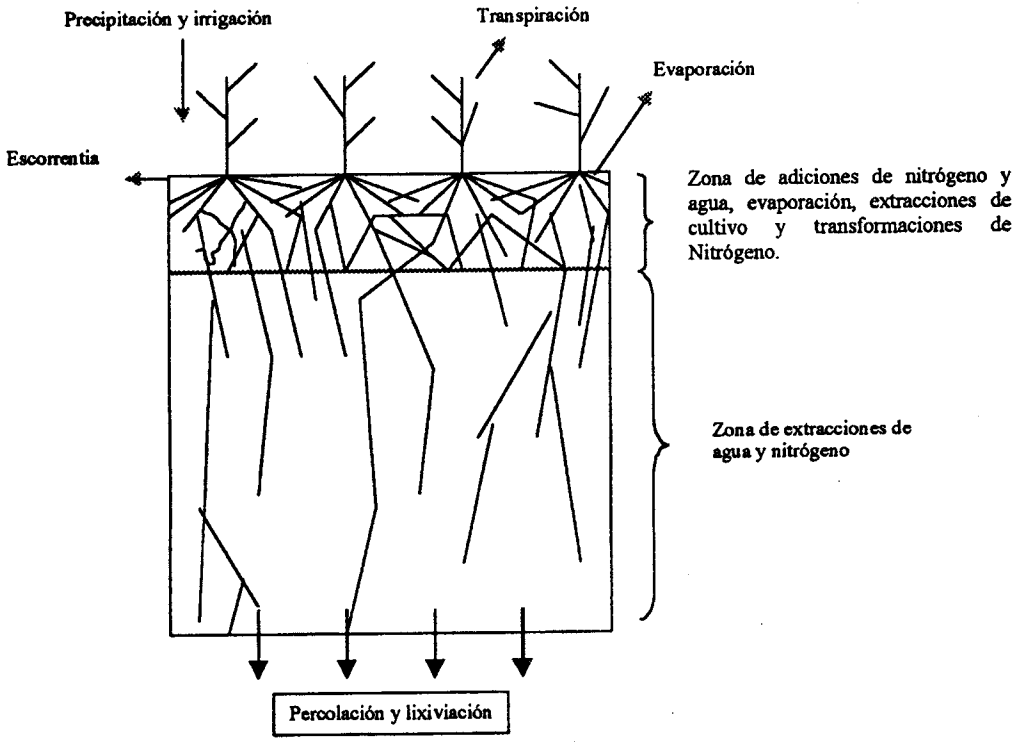


Figura 1. Esquema del modelo NLEAP

Evaluación del modelo NLEAP

Para la evaluación del modelo se emplearon los datos de un ensayo de abonado nitrogenado en el cultivo de patata en la zona de L'Horta-Túria (Rodrigo, 1995). La evaluación consistió en la comparación de los datos experimentales (principalmente: lixiviación de nitrato y nitrógeno residual en el suelo al final del cultivo) con los predichos por el modelo.

Fuentes de información

Los datos empleados en este estudio se obtuvieron de las siguientes fuentes:

Suelos:
- OTRI del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias
- Plan Nacional Coordinado de Investig. sobre Agrios (CEBAS, 1975)
- OCAPAS de algunas de las zonas seleccionadas

Clima:
- Atlas climático de la Comunidad Valenciana (Pérez Cuevas 1994)

Datos de cultivo:
- Superficies: Conselleria d'Agricultura, Peixca i Alimentació
- Prácticas de cultivo: Caballero et al. (1984), Pomares (1995,1996), Bonet (1988), Miguel y López (1987), Maroto (1992), Miguel (1987).

Aplicación del modelo NLEAP para determinar la lixiviación potencial de nitrato en las zonas seleccionadas

En la fig.2 se representan los diferentes pasos seguidos para la determinación de la lixiviación de nitrato en cada una de las zonas seleccionadas.

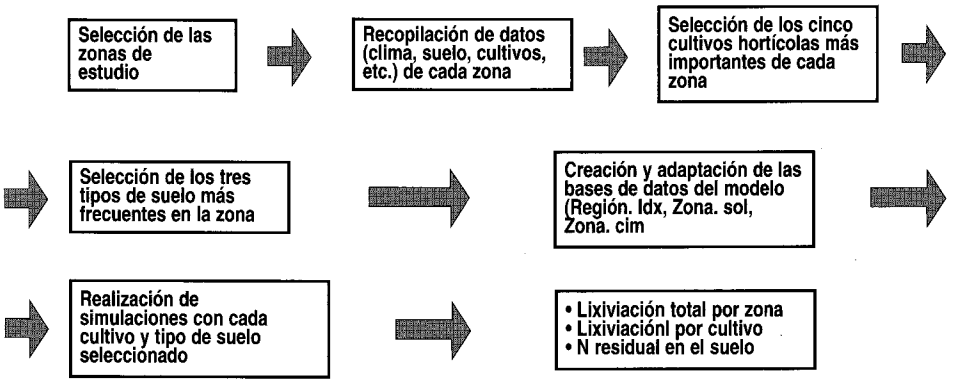


Fig. 2. Procedimiento seguido para la determinación de la lixiviación de nitrato en las zonas seleccionadas.

Una vez obtenidos los valores de lixiviación de cada uno de los cultivos en cada uno de los tipos de suelo de cada zona, por medio del modelo NLEAP, se obtuvo la lixiviación media de cada cultivo de la zona y la lixiviación total de cada zona, así:

$L_{m,j} = \{[\Sigma(L_{i,j} * S_i)] / \Sigma S_i\}$
$L_{t,j} = L_{m,j} * T_j$
Lixiviación total de la zona = $\Sigma L_{t,j}/1000$
Lixiviación media de la zona = [(Lixiviación total de la zona * 1000) / ΣT_j]

donde:

S_i = % de superficie del suelo *i* en la zona
$L_{j,i}$ = lixiviación del cultivo *j* en el suelo *i* (kg $N\text{-}NO_3$/ha)
T_j = superficie total del cultivo *j* en la zona (ha)
$L_{m,j}$ = Lixiviación media del cultivo *j* en la zona (kg $N\text{-}NO_3$/ha)
$L_{t,j}$ = Lixiviación total del cultivo *j* en la zona (kg $N\text{-}NO_3$)
Lixiviación total de la zona: (t $N\text{-}NO_3$)
Lixiviación media de la zona: (kg $N\text{-}NO_3$ /ha/año)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los principales resultados se presentan en la figura 3.

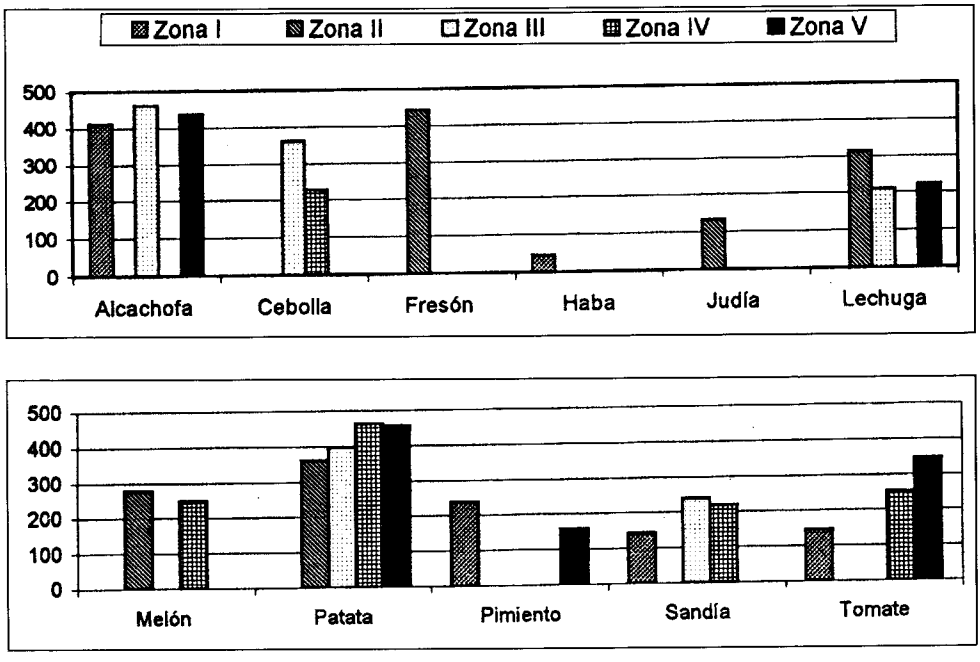


Fig. 3. Lixiviación media de nitrato en los cultivos de cada zona (kg N/ha).

Las dos zonas con mayor lixiviación de nitrato estimada por unidad de superficie fueron L'Horta-Turia y L'Alacantí-Baix Vinalopó-Baix Segura con una lixiviación de 386 y 364 kg N /ha /año, respectivamente. Los tres cultivos que más contribuyen a esta lixiviación son la alcachofa, la patata y la cebolla, en la primera zona, y la patata, la alcachofa y el tomate en la segunda.

Las zonas del Baix Maestrat y Riberes del Xúquer y la de la Plana Baixa dieron valores de lixiviación de 273 y 272 kg N /ha /año, respectivamente. En la zona del Baix Maestrat destaca como el principal cultivo responsable de esta lixiviación la alcachofa, y en la zona de les Riberes del Xúquer la patata y la sandía.

De todas las zonas estudiadas, la zona con menor lixiviación de nitrato fue la Plana Baixa, con 239 kg N /ha /año. Esto se debe a que la judía es su cultivo principal, y éste presenta una lixiviación baja (134 kg N/ha /año).

La principal causa de los valores tan altos de lixiviación de N nítrico calculados, son las elevadas dosis de nitrógeno aplicadas a la mayoría de los cultivos.

El modelo NLEAP simuló el drenaje en el cultivo de la patata con un 20% de error y la lixiviación de nitrato con un error que varió, según los tratamientos de abonado, entre un -18% y un 12% (si excluimos los tratamientos sin abonado mineral, en los que las diferencias oscilaron entre 23 y 45%).

El modelo NLEAP infraestimó el contenido de $N\text{-}NO_3$ mineral del suelo al final del cultivo en un 30-50%. Aquí también la infraestima fue mayor en los tratamientos sin abonado mineral.

BIBLIOGRAFÍA

BONET J.C. (1988). La Alcachofa: su cultivo en la zona media de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. Conselleria de Agricultura y Pesca.

C.E.B.A. S. (1975). Plan Nacional Coordinado de Investigaciones sobre Agrios. Tipología de suelos. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Depto. Nacional de Citricultura, Instituto de Agroquímica y Tecnología de Alimentos.

DOORENBOS J., PRUITT W.0. (1984). Crop water requirements. FAO, *Irrig. and Drain.* Paper n' 24. Roma.

LEGAZ F., PRIMO-MILLO E. (1992). Influencia de la fertilización nitrogenada en la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas. Levante Agrícola 317-318: 4-15.

MAROTO J. V. (1992). Horticultura herbácea especial. 3' edición, Mundi-Prensa, Madrid.

PÉREZ-CUEVA A.J. (1994). Atlas climático de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana, Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, Serie: Publicacions de Divulgació Técnica, Colecció: Territori n' 4.

POMARES F. (1995). La fertilización en el cultivo de la alcachofa. *Agrícola Vergel,* Septiembre, pp. 509-516.

POMARES, F., ESTELA M. y TARAZONA F. (1995). Fertilización del melón. En: *Cultivo del melón,* Fundación Caixa Rural de Valencia. pp 53-66.

POMARES, F., TARAZONA, F. y ESTELA, M. (1996). Fertilización de la sandía. En: *Cultivo de la sandía,* Fundación Caixa Rural de Valencia. pp 41-50.

RODRIGO A. (1995). Efecto del abonado nitrogenado en la lixiviación de nitrato en el cultivo de la patata. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, 195 pp.

SHAFFER M. J., WYLIE B.K., FOLLETT R.F. y BARTLING P.N. S. (1994). Using climate/weather data with the NLEAP model to manage soil nitrogen. *Agricultural and Forest Metcorology* 69: 111-123.

SANCHIS E.J., (1991). Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Administració Pública.

VITORIA I., BRINES J., MORALES M., LLOPIS A., (1991). Nitratos en las aguas de consumo público de la Comunidad Valenciana. Riesgo indirecto de metahemoglobinemia en el lactante. *An. Esp. Pediatría* 34: 43-50.

UTILIZACIÓN DE CULTIVOS COBERTERA PARA MINIMIZAR LA LIXIVIACIÓN DE NITRATOS EN ROTACIONES DE MAIZ

BÁEZ, D.*; PINTO, M.*; ESTAVILLO, J.M. y RODRÍGUEZ, M.***

(*) AZTI-SIMA. Berreaga, 1. 48160 DERIO (BIZKAIA)
(**) Dpto. Biología Vegetal y Ecología. Universidad del País Vasco
Apartado 644. 48080 BILBAO

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo es evaluar la lixiviación de nitrato en las rotaciones maíz- raigrás italiano y maíz-trébol encarnado, comparando los resultados con una pradera permanente y un barbecho libre de malas hierbas. Con la intención de evaluar la incorporación de los cultivos como medio para disminuir la lixiviación de nitratos, previo a la siembra del maíz, se ensayaron dos manejos diferentes del cultivo de invierno. En el primer caso sólo eran abandonadas las raíces mientras que en el segundo todo el cultivo fue incorporado en el terreno.

Los contenidos de NH_4^+-N y NO_3^-—N se determinaron en las capas de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad de suelo en el momento de la incorporación del cultivo de invierno (abril de 1997), establecimiento (junio 1997) y cosecha de maíz (octubre 1997). Desde noviembre de 1997 se recogieron muestras de lixiviados a 90 cm con objeto de estudiar la variación en la concentración de NO_3^- en el agua de drenaje.

Tras el período invernal, los tratamientos de raigrás y trébol cobertera abandonaron menos concentración de NO_3^- que el barbecho en el perfil del suelo. La pradera es el sistema más efectivo, evitando la lixiviación de nitratos. En los demás tratamientos las concentraciones de NO_3^- en el agua de drenaje superaron las 50 ppm hasta enero de 1998.

Palabras clave: *cultivos cobertera, maíz, lixiviación de nitratos.*

INTRODUCCIÓN

En la Costa Cantábrica debido al escaso terreno disponible existe una necesidad de intensificar la producción de forraje. La rotación maíz-raigrás italiano por su productividad y facilidad de esta-

blecimiento ha ido desplazando en los últimos años a otros cultivos de la zona. Esta intensificación en el uso del terreno requiere altos aportes de fertilizantes nitrogenados (del orden de 300-400 kg N ha^{-1}), lo que implica en el caso de no existir una sincronización con la demanda del cultivo un riesgo elevado de contaminación por nitratos (ADISCOTT *et al.*, 1991). La lixiviación de nitratos procedente de suelos cultivados lleva con frecuencia a que en los acuíferos se encuentren valores superiores a los 50 ppm NO^{3-} establecidas por la Union Europea como contenido máximo tolerable en agua potable. Entre las posibles medidas a adoptar para disminuir estos valores se encuentra el crecimiento de cultivos cobertera durante la temporada de mayor riesgo de lixiviación; de forma que, sean capaces de asimilar el exceso de nitrato en suelo tras un cultivo principal, y una vez incorporados, la mineralización de sus restos disminuya el aporte de fertilizantes. SCHRODER *et al.* (1996) encuentra que un cultivo cobertera como raigrás o centeno tras maíz, incorporado en primavera puede reducir la lixiviación en un 55 %. La cantidad y calidad de un cultivo, es decir su relación C/N y de sus raíces son factores muy importantes a la hora de determinar su potencial de mineralización (SCHRODER, 1996; JENSEN, 1996).

Dada la laboriosidad en la toma de muestra son muy escasos los datos de N mineral en suelo disponibles en la zona. En el presente trabajo se evalúa en un suelo arcilloso la variación en las concentraciones de N mineral en una rotación de maíz con dos cultivos de invierno raigrás italiano y trébol encarnado comparando los resultados con los obtenidos en una pradera permanente de corta duración y un barbecho libre de malas hierbas. Del estudio de estos dos cultivos con dos manejos diferentes, incorporando o no el residuo nos permite: obtener datos reales de N mineral en suelo y contenido de nitratos en el agua de drenaje en un sistema productivo, con alto aporte de fertilizante nitrogenado a la vez que, estudiar cómo la incorporación de dos cultivos una leguminosa y una gramínea modifica el contenido de N mineral en suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La parcela experimental fue establecida en Derio (Bizkaia) el 22 de octubre de 1996 después de una cosecha de maíz que permitió partir de un suelo con uniformidad de nutrientes. Los resultados presentados corresponden al primer año de rotación de los cultivos. La textura del suelo es franco-arcillo-limosa a lo largo del perfil. Las características del suelo son presentadas en la Tabla 1.

Tabla 1. Características en la capa de suelo de 0-25 cm al comienzo del experimento.

MO (%)	**C/N** (%)	**P (Olsen)** (mg kg^{-1})	**K (NH_4Ac)** (mg kg^{-1})	**pH-KCl** (1:2.5)
1.6	12	50.4	135	5.3

El diseño experimental es de parcela dividida. Como factor principal tenemos el manejo del cultivo de invierno y en la subparcela la especie cultivada. Los tratamientos son los siguientes:

- *Como cultivos cobertera (parte aérea y raíz incorporada):*
  RC= Raigrás italiano anual (*Lolium multiflorum*, dosis de siembra 40 kg ha^{-1}) sin fertilización nitrogenada.

TC= Trébol encarnado (*Trifolium incarnatum*, dosis de siembra 35 kg ha^{-1}).

- *Como cultivos productivos (parte aérea retirada de la parcela):*
  RP= Raigrás italiano anual (dosis de siembra 40 kg ha^{-1}) con una fertilización de 120 kg N ha^{-1} aplicado en forma de nitrato amónico cálcico.
  TP= Trébol encarnado (dosis de siembra 35 kg ha^{-1}).
  B= Barbecho libre de malas hierbas.
  P= Pradera permanente de corta duración de raigrás italiano (10 kg ha^{-1}), raigrás inglés (15 kg ha^{-1}), trébol violeta (5 kg ha^{-1}) y trébol blanco enano (3 kg ha^{-1}) con una fertilización de 150 kg ha^{-1}.

Los cultivos cobertera fueron destruidos el 14 de abril de 1997 utilizando glifosato (1260 g ha^{-1}) y los productivos cosechados el 28 de abril. Posteriormente el 16 de mayo tras un pase de rotavátor para romper el material, el residuo fue incorporado en los 15 cm superiores. El maíz se sembró el 23 de mayo con una densidad de siembra de 72 000 plantas ha^{-1} y el 24 de junio se le aplicaron 150 kg N ha^{-1} (estado 4 ó 5 hojas).

El N mineral (NH_4^+-N + NO_3-N) se determinó en las capas de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad del suelo. El NH_4^+ y NO_3^- se determinaron tras extracción con KCl 1 M utilizando un autoanalizador de flujo segmentado, ALPKEM (1986,1987). El contenido de humedad en suelo fue determinado gravimétricamente y para expresar el contenido de N en suelo en kg N ha^{-1} se utilizaron valores 1.4, 1.6, 1.7 y 1.8 de densidad aparente para las cuatro capas de suelo respectivamente.

Se tomaron muestras de suelo a lo largo de la rotación en la cosecha del cultivo de invierno (21 abril), en el establecimiento del maíz previo a la fertilización (19 junio) y en la cosecha de maíz (6 octubre). Desde noviembre de 1997 se recogieron muestras de lixiviados a 90 cm en cápsulas de teflón con objeto de estudiar la evolución del NO_3^- en el agua de drenaje.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

N mineral en suelo en el momento de la incorporación del cultivo de invierno

Los valores de N mineral en suelo previos a la incorporación (Figura 1) del raigrás y trébol muestran diferencias significativas entre barbecho y cultivos tanto en los sistemas productivos como en los cobertera. En las capas de 0-10, 10-30 y 30-60 cm de suelo los tratamientos cobertera son los que menos N mineral abandonan, siendo capaces de extraer el nitrato eficientemente hasta una profundidad de 60 cm, especialmente el raigrás.

En cuanto a los contenidos totales de nitrato (0-90 cm) observamos valores semejantes entre el TP y el B. Como el tratamiento T y el TP no se fertilizan, se asume que la diferencia observada (Figura 2) se debe al desfase de 1 semana en la toma de muestra. En este momento existían unas condiciones de humedad y temperaturas óptimas para producirse un incremento en la mineralización.

Figura 1. Valores de N mineral en abril de 1997 separados en capas de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm. Valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes (P=0.05). R= Raigrás, T= Trébol, B=Barbecho, P= Pradera.

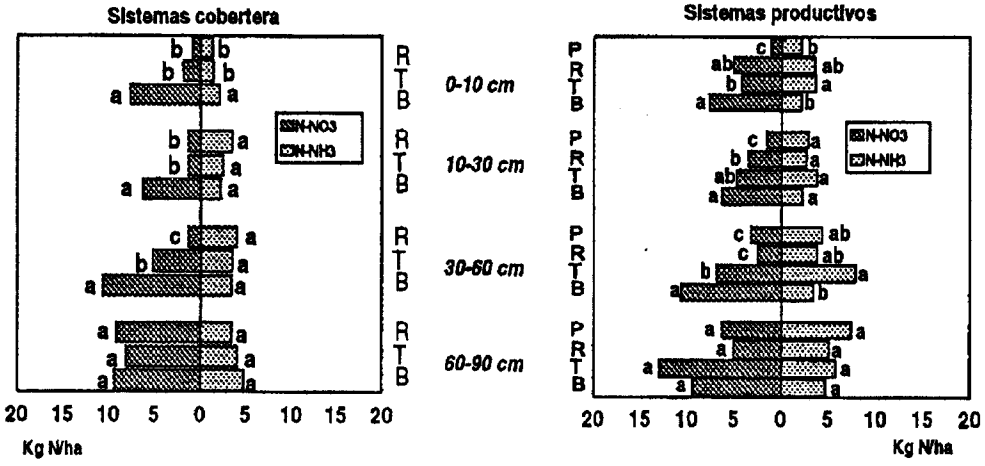
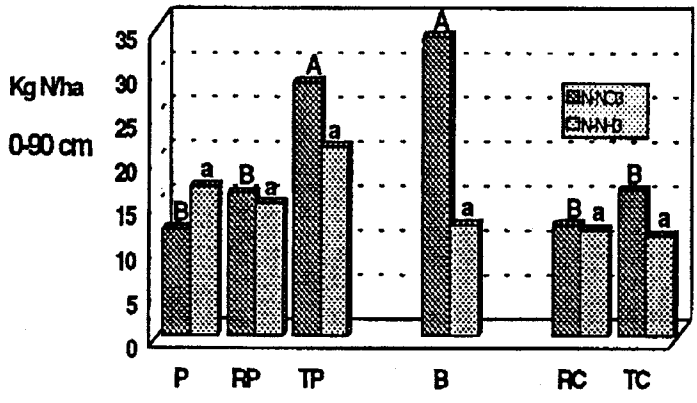


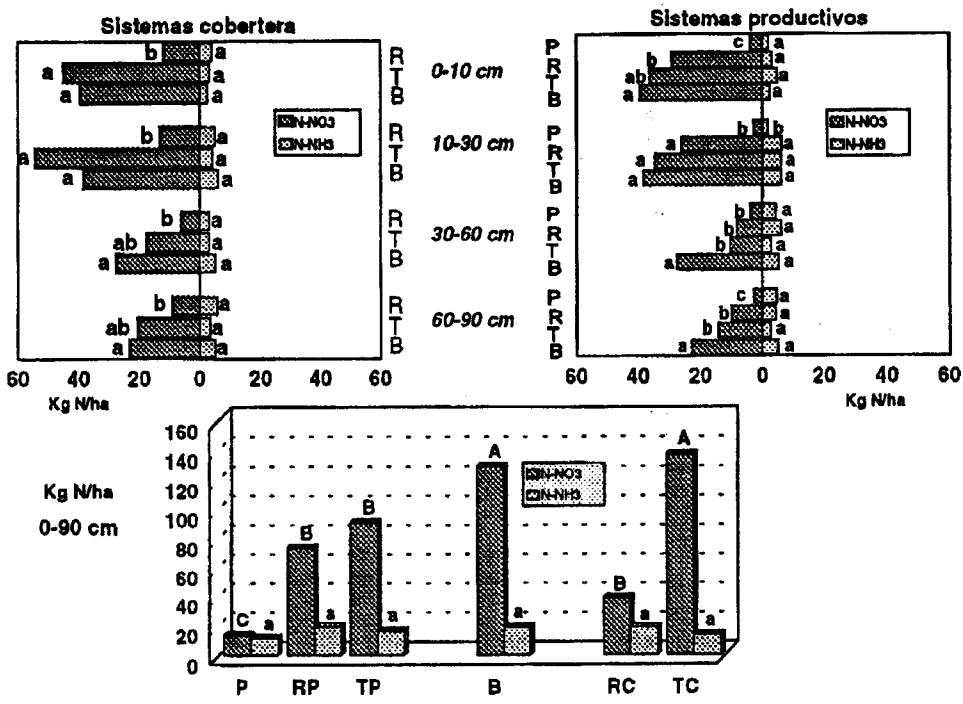
Figura 2. Valores de N mineral totales de 0-90 cm en abril de 1997. Valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes (P=0.05). R= Raigrás, T= Trébol, B=Barbecho, P= Pradera.



N mineral en suelo en el establecimiento del maíz

Tras la incorporación de los cultivos invernales encontramos una alta mineralización incluso en el barbecho (Figura 3), existiendo diferencias en cuanto a los manejos. La leguminosa incorporada con una relación de 18 presenta la mayor mineralización y por tanto el mayor aumento de N mineral en la capa superficial del terreno. En cambio la gramínea con una relación C/N de 48 produce una inmovilización del N mineral del suelo. En los tratamientos productivos también es significativo este aumento en la capa de 0-10.

Figura 3. Valores de N mineral en junio de 1997. Separados en capas de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm y contenidos totales de 0-90 cm. Valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes (P=0.05). R= Raigrás, T= Trébol, B=Barbecho, P= Pradera.



Valores residuales de N mineral tras la cosecha de maíz

En los tratamientos cobertera de 0 a 10 cm el valor más alto de N mineral lo presenta el trébol (25 kg N ha^{-1}) y el menor el raigrás (8 kg N ha^{-1}). En la capa de 10 a 30 cm los valores para el trébol y barbecho se igualan, mientras que en raigrás vuelve a observarse el menor valor (7 kg N ha^{-1}). En la capa de 30-60 cm el contenido de nitrato en el trébol es significativamente superior al barbecho y raigrás.

En los sistemas productivos los valores en el N mineral son semejantes salvo: el R que en las dos primeras capas aumentó en 7 y 10 kg N ha^{-1} y el trébol 10 kg N ha^{-1} en la capa de 10-30.

Se observa una gran diferencia en cuanto a los contenidos de N mineral total entre especies. Las mayores concentraciones las presenta la leguminosa en los dos manejos con valores de 140 y 133 kg N ha^{-1} en el TP y TC respectivamente, siendo la pradera la que menos N mineral abandona. El barbecho también mantiene unos valores elevados de 111 kg N ha^{-1}. En todos los tratamientos (al igual que en el establecimiento del maíz) la mayor proporción en el N mineral se encuentra en forma de nitrato (Figura 4).

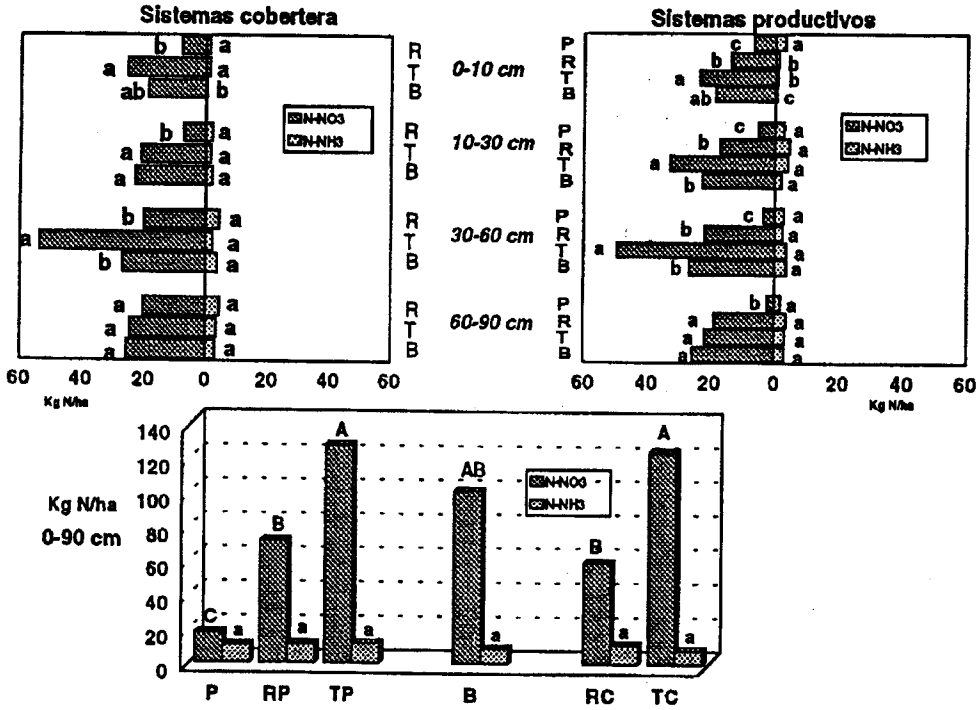


Figura 4. Valores de N mineral en octubre de 1997. Separados en capas de 0-10, 10-30, 30-60 y 60-90 cm y contenidos totales de 0-90 cm. Valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes (P=0.05). R= Raigrás, T= Trébol, B=Barbecho, P= Pradera.

Concentraciones de nitratos en el agua de drenaje tras cosecha de maíz

Cuando se considera las pérdidas de N por lixiviación se observa que la pradera es el sistema más efectivo. La concentración de nitrato en el agua de drenaje se mantiene por debajo de 50 ppm (NO_3^-) lo que se corresponde con los menores valores de N mineral en suelo tanto en el establecimiento como en la cosecha del maíz. En los demás tratamientos las concentraciones de NO_3^- en el agua superaron dicho valor hasta enero de 1998 (Figura 5).

Las muestras recogidas antes de enero de 1998 reflejan la situación del momento de la incorporación de los cultivos mientras que las posteriores reflejan la situación postcultivo del maíz en las que la leguminosa y el barbecho resultan más contaminantes.

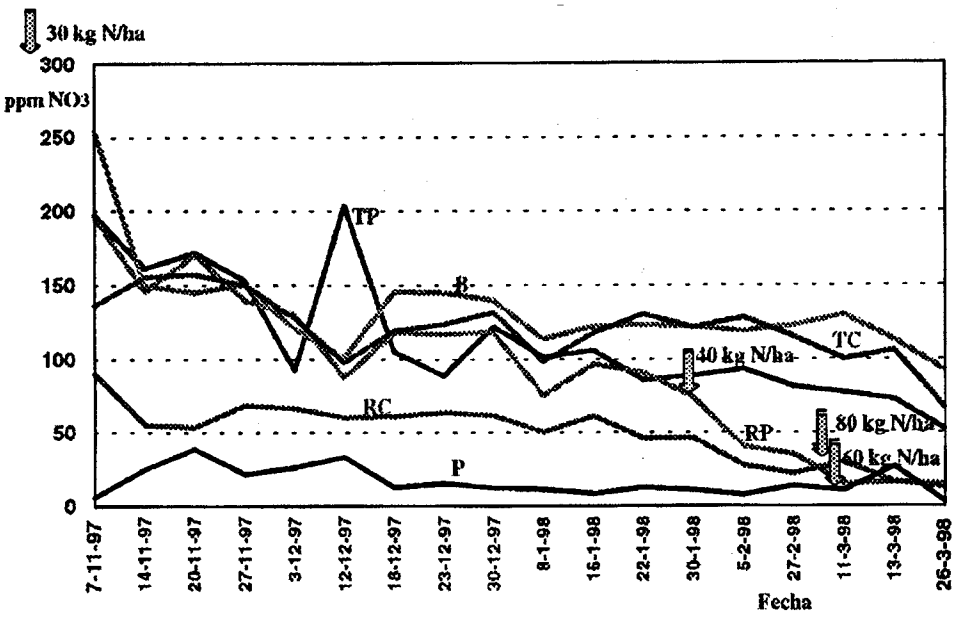


Figura 5. Concentraciones de nitratos en cápsulas a 90 cm de profundidad. Las flechas nos indican los momentos de las fertilizaciones. R= Raigrás, T= Trébol, B=Barbecho, P= Pradera. C: Tratamientos cobertera, P: Tratamientos productivos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDISCOT, T. M.; WHITMORE, A.P.; POWLSON, D.S. (1991). Farming, fertilizers and the nitrate problem. CAB International, UK.

ALPKEM (1986). Nitrate + nitrite nitrogen (A303-S170). p. 1-10. RFA methodology. Alpkem Corp., Clackamas, OR.

ALPKEM (1987). Ammonia nitrogen (A303-S020). p. 1-7. RFA methodology. Alpkem Corp., Clackamas, OR.

JENSEN E. S. (1996). Second progress report of EU Concerted Action 2108. In: *Long-term reduction of nitrate leaching by cover crops*. Gumpenstein. Austria. November 4-7.

SCHRODER, J.J. (1996). Second progress report of EU Concerted Action 2108. In: *Long-term reduction of nitrate leaching by cover crops*. Gumpenstein. Austria. November 4-7.

SCHRODER, J.J.; VAN DIJK, W.; DE GROOT, W.J.M. (1996). Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. In: *Netherlands Journal of Agricultural Science* vol. 44: 293-315.

LA CONTAMINACIÓN POR RETORNOS DE RIEGO EN LA ZONA DE TELDE (GRAN CANARIA)

CABRERA, Mª Carmen* y CUSTODIO, Emilio,*****

(*) Departamento de Física-Geología. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus Universitario de Tafira. 35017 LAS PALMAS G.C.
E-mail: ccabrera@cicei.ulpgc.es
(**) Instituto Tecnológico Geominero de España. Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID
(***) Departamento de Ingeniería del Terreno de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Catalunya
Campus Nord UPC. Gran Capitán, s/n. Módulo D-2. 08034 BARCELONA

RESUMEN

Con una superficie de 75,7 km^2, la zona de Telde se encuentra situada en una llanura litoral al este Gran Canaria dedicada tradicionalmente a la agricultura desde los tiempos de la conquista. Esta zona ha soportado la instalación de diferentes monocultivos a lo largo del tiempo, estando en este siglo dedicada al cultivo del plátano y el tomate para la exportación. Ello ha condicionado una explotación intensiva de las aguas subterráneas. En la actualidad existen 145 pozos profundos de agua, de los cuales 88 están en funcionamiento y el resto abandonados. La hidrogeología de la zona está condicionada por la compleja distribución de los materiales en profundidad, con intercalación de rocas detríticas entre lavas y piroclastos volcánicos. La existencia de un agua sulfatada sódica o bicarbonatada-clorurada sódica, unida a los altos contenidos en nitratos en las aguas subterráneas (que alcanzan los 400 mg.L^{-1}), permiten identificar la existencia de una contaminación por retornos de riego cuya evolución temporal y espacial se analizan en el presente trabajo.

Palabras Clave: *Gran Canaria, Telde, acuífero volcánico, salinización, nitratos.*

INTRODUCCIÓN

La zona de estudio se encuentra en la franja costera del Municipio de Telde, en el sector oriental de Gran Canaria (Fig. 1). Está limitada por el Barranco de Las Goteras al Norte y el Barranco de Aguatona al Sur, tiene una superficie de 75,5 km^2 y se extiende desde el acantilado costero hasta una altitud de unos 200 m.s.n.m. aproximadamente. Con una precipitación media anual de 150 mm/año, una temperatura media de 20ºC, una alta insolación y el predominio de los vientos del NE, presenta una acusada aridez, con suelos encalichados y pedregosos.

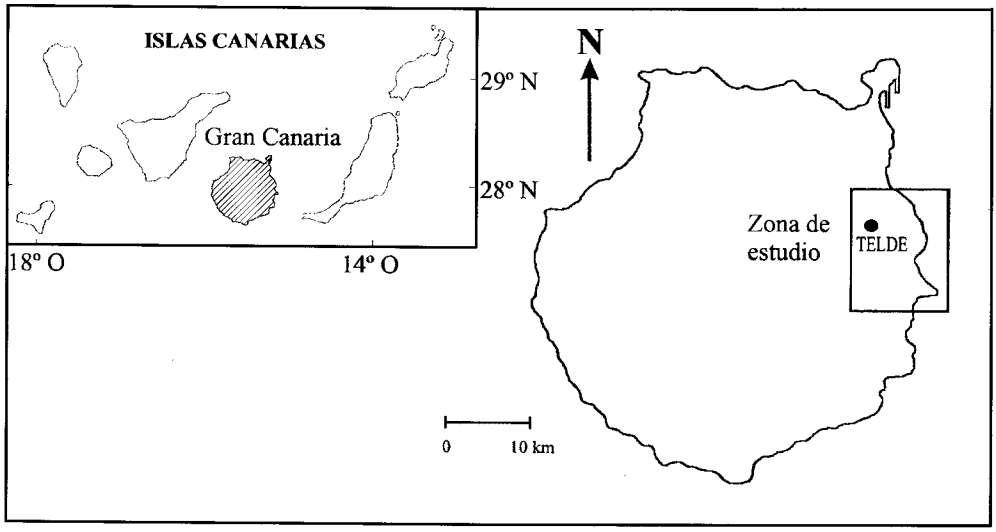


Figura 1: Mapa de situación de la zona de estudio.

Debido a su orografía llana y a la abundancia de agua procedente de la cumbre, que discurría por los barrancos que la atraviesan, la zona ha estado tradicionalmente dedicada a la agricultura desde los tiempos de la conquista, sucediéndose distintos monocultivos a través del tiempo: caña de azúcar, vid, cochinilla, plátano y en los últimos tiempos cultivos forzados para exportación. Los sistemas de riego también han ido cambiando: mientras la platanera se regaba a manta, utilizándose el estiércol como abono, el pepino en invernadero (años 1970-75) se cultivaba con riego por pocetas utilizando gran cantidad de abonos nitrogenados. Actualmente, los riegos localizados están mucho más generalizados: goteo para el tomate y microaspersión y goteo para la naranja con abonados mucho más racionales. De la década de 1970 a la actualidad la superficie cultivada ha ido disminuyendo a favor del espacio periurbano edificado, en paralelo con un importante aumento de la población.

La utilización de aguas de manantial para regadío se mantuvo hasta el siglo XIX, comenzándose a finales de dicho siglo la explotación de aguas subterráneas por medio de pozos profundos. Actualmente existen en la zona 145 pozos (30 de los cuáles son anteriores a 1924), de los que 88 están en funcionamiento. La mayoría son pozos de 2,5 a 3 m de diámetro, con obras drenantes complementarias horizontales (galerías y catas) y/o verticales (sondeos de pequeño diámetro practicados en su fondo). En los últimos tiempos se observa una mayor abundancia de sondeos perforados a rotopercusión a 350-400 mm de diámetro. La profundidad de las captaciones oscila entre 15 y 239 m, con un valor medio de 90 m.

Como precedentes de estudios dedicados a la hidrogeología de las islas cabe destacar los proyectos Canarias SPA-15 (1974) y MAC-21 (1980). Varios trabajos generales referidos a las Islas Canarias también incluyen información que afecta a la zona (Custodio et al., 1989; Custodio, 1990), alguno dedicado especialmente a la contaminación por retornos de riego (Custodio et al, 1984). Asimismo, el área estuvo incluida dentro de la red de control del ITGE entre 1985 y 1990,

hasta su traspaso al Servicio Hidráulico, dando lugar a una gran cantidad de datos piezométricos e hidroquímicos en ese periodo. El estudio detallado de la hidrogeología del área constituye la tesis doctoral de la primera de los autores (Cabrera, 1995), bajo la dirección del segundo. Actualmente, la Dirección General de Aguas del Gobierno de Canarias tiene en marcha un trabajo sobre los contenidos en nitratos de las aguas subterráneas en el Archipiélago, en cumplimiento del Real Decreto 251/1996, de 16 de Febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias, que es la transcripción a la normativa española de la Directiva de la Unión Europea (91/676/EEC).

FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA ACUÍFERO

El modelo de flujo de la isla se puede esquematizar como un cuerpo único de agua aunque estratificado y heterogéneo en el que la recarga tiene lugar en las cumbres y la circulación hacia la costa, con salidas intermedias en manantiales (hoy secos y substituidos por las extracciones de los pozos) y al mar, y descarga artificial por pozos. El flujo se canaliza preferentemente por los materiales más permeables próximos a la superficie (SPA-15, 1974). Dentro de ese esquema, el acuífero de Telde se sitúa en una zona de descarga de agua subterránea al mar, en la que la recarga es transferida fundamentalmente desde el centro de la isla.

La disposición de los materiales locales en profundidad permite definir un sistema acuífero complejo, constituido de muro a techo por la Formación Fonolítica, la Formación Detrítica de Las Palmas (FDLP) –que se interdigita lateralmente con los materiales básicos del Grupo Roque Nublo– y la Formación Basaltos Modernos. La disposición espacial de estos materiales en profundidad condiciona que al Norte de la zona se exploten fundamentalmente lavas y depósitos piroclásticos de la Formación Fonolítica, en el área central los sedimentos detríticos de la FDLP y al Sur los materiales lávicos y piroclásticos de la Formación Basaltos Modernos, conjuntamente con los del Grupo Roque Nublo a cotas altas (Cabrera et al., 1992; Cabrera, 1995).

Aún cuando en un principio los Basaltos Modernos situados a techo constituían el subacuífero principal, actualmente los niveles freáticos se sitúan en los materiales infrayacentes debido al abatimiento que producen las extracciones. El sistema se comporta como un acuífero multicapa en el que la producción de agua de cada material depende de su permeabilidad, espesor saturado y penetración de los pozos.

HIDROGEOQUÍMICA

El estudio hidrogeoquímico ha permitido la caracterización de varias familias de agua, que responden a la explotación de los diferentes materiales y/o a la existencia de diferentes procesos modificadores y aportes de CO_2 volcánico. Las aguas propias de la zona son bicarbonatadas magnésicas si explotan los Basaltos Modernos aisladamente o conjuntamente con los materiales del Grupo Roque Nublo. Se sitúan al Sur de la zona de estudio, por encima de la cota 100 m, en un área con aportes importantes de CO_2 profundo. La Formación Fonolítica y la FDLP se caracterizan por proporcionar aguas de tipo clorurado-bicarbonatado sódico, que están presentes en el centro y norte de la zona en aquellos puntos donde no se observan otros fenómenos. Se observa pues un

enriquecimiento relativo del agua en Na y K frente al Ca y Mg en aquellas captaciones que explotan la Formación Fonolítica frente a las que explotan los Basaltos Modernos o el Grupo Roque Nublo, circunstancia ya apuntada en el Proyecto SPA-15 (1975).

Otros tipos de agua existentes en la zona se asocian a fenómenos modificadores: agua clorurada-sulfatada sódica situada en la franja costera, que puede tener cierto grado de mezcla con agua de mar debido a la existencia de conos salinos ascencionales, y agua clorurada magnésica en el sur de la zona que apunta a la existencia de un efecto importante de aridificación de la recarga junto a procesos de mineralización a partir de la roca en un medio rico en CO_2. El agua que se extrae en la parte central de la zona de estudio, en los alrededores de la ciudad de Telde y ligeramente hacia el mar, es de tipo sulfatada sódica o bicarbonatada-clorurada sódica, con altos contenidos en nitratos y coincidiendo con una zona fuertemente cultivada, lo que apunta hacia la existencia de una contaminación por infiltración de retornos de riego.

LA CONTAMINACIÓN POR RETORNOS DE RIEGO

Un primer índice que apunta hacia la existencia de contaminación por infiltración de retornos de riego en la zona de estudio son los altos contenidos en NO_3 en las aguas subterráneas. Existen varios núcleos con concentraciones elevadas al norte de la zona y especialmente en la parte central, donde se llegan a alcanzar los 400 $mg.L^{-1}$ en algún pozo. Las zonas con altos contenidos en NO_3 coinciden fundamentalmente con las zonas con más densidad de cultivos con una agricultura intensiva desde el siglo pasado. Las determinaciones isotópicas de N llevadas a cabo en tres pozos con altos contenidos en NO_3 presentan valores del ^{15}N entre 0.01 y 0.03 ‰ (vs N_2 atm.). Los valores encontrados en acuíferos suelen variar entre +0‰ y +25‰. Los datos de que se dispone relativos a los fertilizantes artificiales apuntan hacia valores situados entre –4 y +4‰, mientras que valores mucho más altos suelen corresponder al NO_3 procedente de la oxidación de materia orgánica (Heaton, 1986). Así, los contenidos encontrados en la zona de estudio, a falta de estudios de mayor detalle, parecen ser debidos a los abonos artificiales.

El estudio de la evolución temporal de los contenidos en NO_3 en el agua extraída en los pozos (Fig. 2) muestra un aumento entre 1970 y 1988 y una posterior disminución hasta 1993 en el área central, y la existencia de dos núcleos con valores elevados a partir de 1981 al norte de la zona.

La distribución de la concentración en SO_4 (Cabrera, 1995) muestra dos posibles fuentes. Una de ellas es común al Cl y corresponde a contaminación marina y concentración evaporativa del aerosol marino en la recarga, manteniendo valores de la relación rSO_4/rCl ($r=meq.l^{-1}$) similares a la oceánica (0,11). Se produce principalmente en la franja costera. Otra fuente aparece ligada al NO_3 de modo que la concentración crece más que la de Cl incrementándose la relación rSO_4/rCl hasta más de 1,5. Los fertilizantes tradicionales contienen SO_4 (Custodio et al, 1984) mientras que no sucede así con los más modernos que se aplican disueltos en agua (fertirrigación).

Las aguas subterráneas con alto contenido en NO_3 tienen un exceso de deuterio pequeño, que en un gráfico ^{18}O y D definen una recta de pendiente ~6 que refleja procesos evaporativos previos a la recarga, propios del riego tradicional (por inundación), aunque también influye la evaporación previa a la aplicación. Esta agua contienen algo de tritio (<5 UT) mientras que las otras están prácticamente exentas (<1 UT).

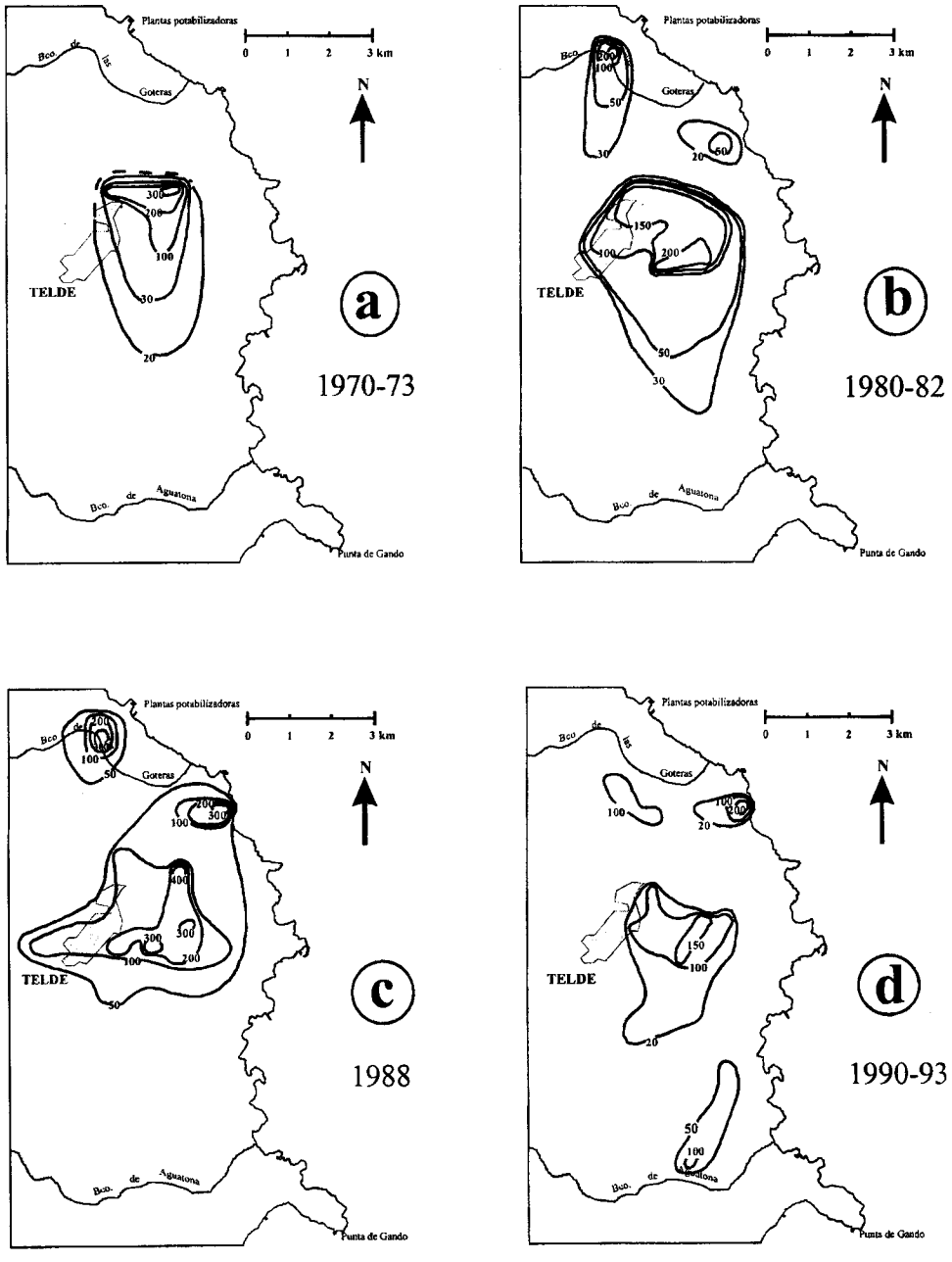


Figura 2: Evolución temporal de los contenidos en NO_3(mgL^{-1}) en la zona de Telde. a) años 1970-73; b) años 1980-82; c) año 1988 y d) años 1990-93, en la parte penetrada por los pozos.

DISCUSIÓN

Los datos anteriores apuntan a que el incremento de NO_3 en el acuífero es debido a la infiltración de excedentes de riego que incorporan fertilizantes artificiales δ15N próximo al N_2 atmosférico), frecuentemente de tipo tradicional (incremento paralelo de SO_4) y con evaporación en superficie (almacenamiento en estanques y riego por inundación).

La presencia de tritio medible en el agua de los pozos indica un tránsito por el medio no saturado con tiempos de llegada inferiores a 25 años. Si se consideran valores comunes de humedad del 0,1 (volumétrico) y espesores de 50 m, para recarga en terrenos de cultivo (incluidos los retornos de riego) de 250 mm/a (eficiencia de riego total del 75% para aportes totales de 10000 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$), el modelo de flujo de pistón permite predecir un tiempo de tránsito de 20 años, conmensurable con lo experimentado, mientras que en áreas no cultivadas en el lado interior (una recarga natural de 25 mm/a y espesor de 100 m) dichos tiempos pueden ser de más de un orden de magnitud superior (400 años), acorde con la ausencia de tritio medible.

La reciente tendencia a la disminución de la contaminación por nitratos se puede explicar por la combinación de (véase Fig. 3):

a) Similar aporte alóctono de agua subterránea desde las cumbres.
b) Menor superficie regada con mayor eficiencia (menores excedentes de riego, aunque no necesariamente con mayor contenido en NO_3), así la menor llegada de agua contaminada procedente del almacenamiento en el medio no saturado se diluye en la extracción del pozo con el mismo aporte alóctono de agua.
c) Algunos pozos se han profundizado en la zona central, con lo cual temporalmente extraen agua profunda, sin NO_3, junto con la del resto del acuífero.

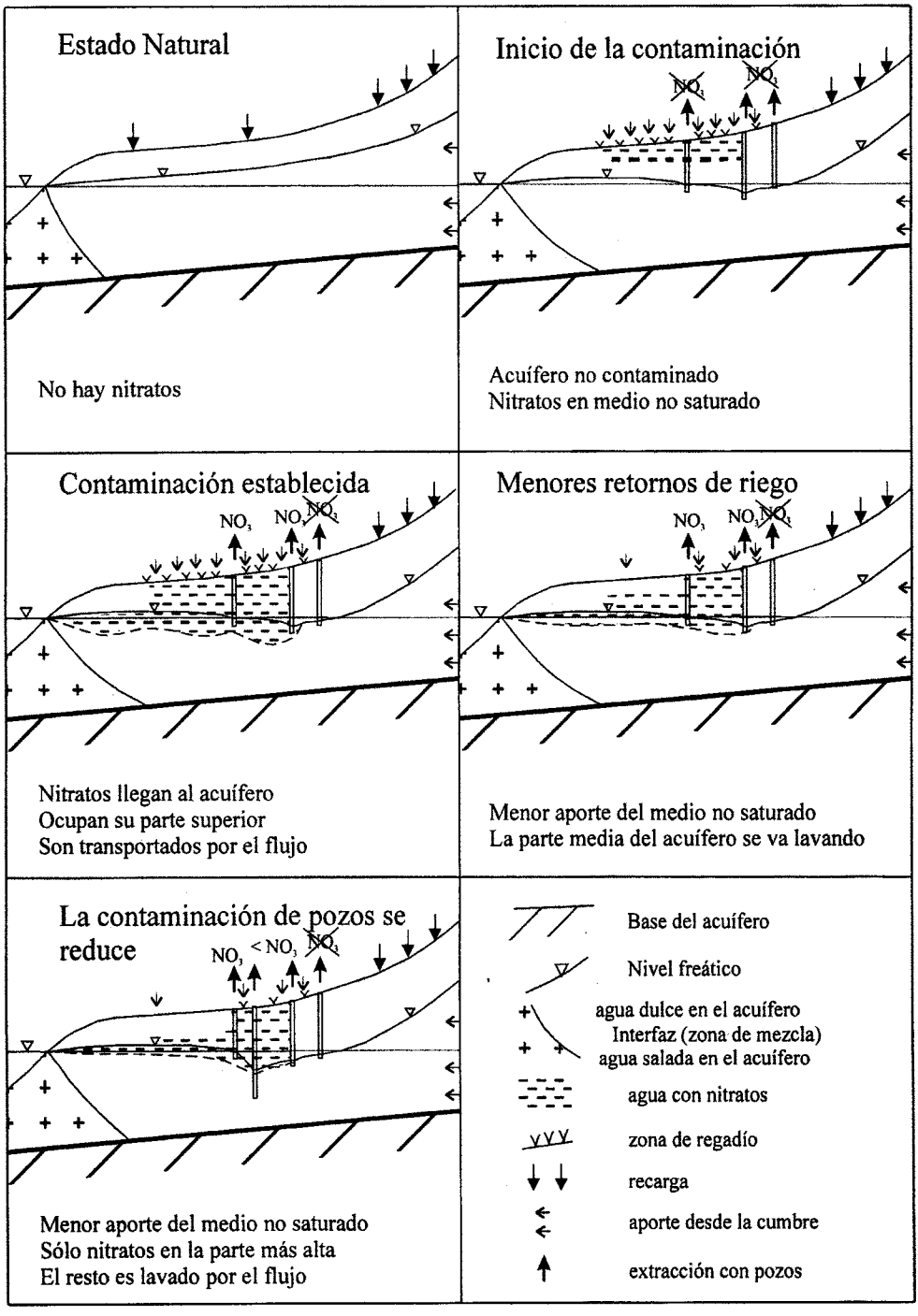


Figura 3: Evolución idealizada de la contaminación por nitratos agrícolas en el área de Telde.

CONCLUSIONES

La existencia de una contaminación por infiltración de retornos de riego en la zona de Telde (Gran Canaria), evidenciada por los altos contenidos en NO_3 de las aguas subterráneas, se caracteriza a partir de otros datos químicos e isotópicos. Los contenidos en NO_3 alcanzan y superan los 300 $mg.L^{-1}$ en el área central. Después de un periodo de aumento, disminuyen desde 1988 a la actualidad, hecho que se explica por la progresiva menor llegada de aguas con NO_3 al acuífero a causa de la reducción de excedentes de riego (menor área y mayor eficiencia) y localmente por la profundización de algunos pozos que captan adicionalmente agua antigua sin NO_3.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CABRERA, M.C. (1995): Caracterización y funcionamiento hidrogeológico del acuífero costero de Telde (Gran Canaria. *Tesis doctoral. Univ. Salamanca.* 363 pp + anejos.

CABRERA, M.C.; NÚÑEZ, J.A. Y CUSTODIO, E. (1992): Contribución al conocimiento geológico del subsuelo de Telde (Gran Canaria, Islas Canarias). *Actas III Cong. Geol. España y VIII Congr. Latinoam. Geol.*, 2, 256-260.

CABRERA, M.C.; NUÑEZ,. J.A. y CUSTODIO, E. (1991): Hydrogeology of Telde area (Gran Canaria, Canary Islands. Spain). *Actas XXIII Cong. AIH.*, 507-510.

CUSTODIO, E. (1990): "Saline groundwater in the Canary Islands (Spain) resulting fron aridity". In: R. Paepe et al (ed): "*Greenhouse effect, Sea level and drought*" NATO, ASIM Series C: Mathematical and Physical Sciences, 325. Reidel, Dordrecht. Pp. 593-618.

CUSTODIO, E.; GUERRA, J.L.; JIMENEZ, J.; MEDINA, J.A. y SOLER, C. (1984): "The effects of agriculture on the volcanic aquifers of the Canary Islands". *Environmental Geology*, Vol. 5; nº 4; pp. 225-231.

CUSTODIO, E.; JIMENEZ, J.; NUÑEZ, J.A.; PUGA, L. y BRAOJOS, J.J. (1989): Hydrogeology of the Canary Islands (Spain). *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, vol. XIV. Asoc. Esp. Hidr. Subt. ITGE. Madrid. pp. 205- 227.

HEATON, T.H.E. (1986): Isotopic studies of nitrogen pullution in the hydrosphere and atmosphere: a review.*Chem. Geol. (Isot. Geosci. Sect.), 59. Pp. 87-102.*

MAC-21 (1980): Proyecto de Planificación y Explotación de los Recurso de agua en el Archipiélago Canario. *Com. Interminist. Coord. Est. Mat. Aguas Canarias.*

PEARSON, F.J. Jr. y RIGHTMIRE, C.T. (1980): Sulphur and oxygen isotopes in aqueous sulphur compounds. In: *Handbook of of Environmental Isotope Geochemistry, Vol. 1: The terrestial Envoronment (Fritz y Fontes, eds)*. Pp. 227-255.

SPA-15 (1975): Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias (SPA/69/515). *Minist. Obras Públ, Dir. Gral. Obr. Hidr. UNESCO.*. Las Palmas de Gran Canaria, Madrid. 3 vol.+ mapas.

DISEÑO DE LA RED DE CONTROL DE NITRATOS EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA CUENCA DEL EBRO

COSTA ALANDÍ, Carmen*; GARCÍA LAPRESTA, Miguel y PINILLA LÓPEZ-OLIVA, Luis*****

(*) Hidrogeólogo consultor. Avda. Alcalde Gómez Laguna, 39, 11°C. 50009 ZARAGOZA
(**) Hidrogeólogo. Zeta Amaltea. Marina Española, 2. 50006 ZARAGOZA
(***) Jefe del Área de Calidad de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro
Paseo Sagasta, 22-24. 50071 ZARAGOZA

RESUMEN

La Confederación Hidrográfica del Ebro está diseñando una red específica para el control de nitratos en las aguas subterráneas. Los acuíferos afectados por esta contaminación son fundamentalmente los aluviales de los ríos, sobre los que se asientan importantes zonas de regadío. Se exponen los criterios seguidos y las dificultades que se han encontrado para la implantación de la red de control, cuyos objetivos son detectar el movimiento de los nitratos en la zona saturada y observar su evolución.

Palabras Clave: *Nitratos, red de control, contaminación, Ebro.*

INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas subterráneas por nitratos, fenómeno constatado desde hace varias décadas en muchos acuíferos, obedece principalmente a la aplicación en exceso de fertilizantes nitrogenados sobre el terreno. En la cuenca del Ebro, donde 780.000 hectáreas tienen concesión de agua para riego, la contaminación se manifiesta sobre todo en los acuíferos aluviales o detríticos poco profundos, situados directamente bajo zonas de regadío.

El Real Decreto 261/1996, que transpone la Directiva 91/676/CEE a la normativa española, constituye el marco legal para intentar reducir este problema, estableciendo una serie de medidas que tienen como finalidad la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrario.

Para el cumplimiento de esta normativa la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante C.H.E.) llevó a cabo, en diciembre de 1996, la determinación de las masas de agua afectadas por este tipo de contaminación, utilizando para ello los datos históricos disponibles. Actualmente este organismo está trabajando en el diseño de una red de control de nitratos en los acuíferos afectados dentro de su ámbito territorial.

En esta comunicación se resumen las bases y criterios seguidos para el diseño de la nueva red de control de nitratos en los acuíferos de la cuenca del Ebro, que permitirá llevar a cabo el seguimiento de su evolución. Se comentan también algunos aspectos conflictivos que surgieron durante la delimitación de los acuíferos contaminados y que la nueva red deberá suplir. Las dificultades se debieron, en general, a la poca aptitud de los datos disponibles para los tratamientos requeridos.

PROBLEMAS REFERENTES A LA DETERMINACIÓN DE LAS ZONAS AFECTADAS

Las principales dificultades que se han encontrado para determinar las zonas afectadas por contaminación por nitratos se derivan de la ambigüedad de la definición que de contaminación hace la propia normativa, y de las características y estructura de la serie de datos disponibles para su evaluación.

El RD 261/1996 define como aguas subterráneas contaminadas aquéllas cuya concentración en ion nitrato sea superior a 50 mg/l, mientras que supone sin riesgo de contaminación las que presenten contenidos inferiores a 25 mg/l. La ambigüedad de este criterio reside en que no se especifica qué distribución areal debe presentar la afección para considerarse la masa de agua como contaminada, qué porcentaje de los datos analíticos deben superar la concentración de nitratos fijada, qué tendencias en la evolución de las concentraciones aconsejan la inclusión o no de una masa de agua en la categoría de riesgo de contaminación, etc.

Se ha dispuesto de unos 11.000 análisis químicos correspondientes a algo más de 2.200 puntos de control, estos datos presentan una elevada irregularidad temporal y espacial, con amplias zonas con escasa o nula información, hecho especialmente relevante en acuíferos con una importante implantación antrópica. En muchos casos esta irregularidad se incrementó tras realizar una depuración de los datos analíticos, tomando para ello como criterio el balance iónico. Una de las carencias de información más importantes es la incertidumbre asociada a la toma de muestras y a aspectos constructivos de los puntos de muestreo (profundidad de los pozos, ubicación de la bomba, situación y longitud de la zona ranurada), que afectan a la representatividad de las muestras.

En la realidad, en una misma zona suelen coexistir puntos con concentraciones muy dispares, con una importante componente estacional y, con frecuencia, con variaciones de concentración en un mismo punto muy superiores a las que existen entre puntos diferentes próximos. En el caso de la cuenca del Ebro, se ha atribuido esta gran heterogeneidad del contenido en nitratos en puntos próximos a que los muestreos corresponden a diferentes profundidades o a diferentes momentos respecto al impulso contaminante, es decir, se trata de muestreos poco selectivos, de los que además se desconoce información fundamental para la correcta interpretación analítica. No escasean en la literatura interpretaciones -a nuestro entender incompletas- que atribuyen esta heterogeneidad a múltiples contaminaciones puntuales, lo que no es sino una deficiente observación del fenómeno.

OBJETIVOS DE LA RED DE CONTROL

La normativa mencionada prevé que se lleven a cabo programas de vigilancia y control de la contaminación por nitratos, y que éstos sean revisados cada 4 años, con el fin de examinar y redefinir las zonas a controlar. La red de control de nitratos tiene como objetivos el seguimiento de la evolución temporal y espacial del contenido en nitratos de las aguas subterráneas afectadas, así como la identificación de los mecanismos de contaminación. Por tanto, la red debe permitir identificar la secuencia de situaciones que atraviesan los acuíferos y los procesos de contaminación que en ellos se producen.

CRITERIOS Y CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA DE CONTROL

El diseño de la red de control está condicionado básicamente por el fenómeno que se estudia y por los objetivos que se persiguen. En consecuencia, para garantizar que la red diseñada sea apta para obtener información sobre la contaminación por nitratos y evitar las incertidumbres comentadas anteriormente, se han tenido en cuenta los siguientes criterios:

Puntos de muestreo

Número de puntos: La red se centrará en el control de las masas de agua contaminadas o en riesgo de estarlo (acuíferos aluviales y detríticos fundamentalmente). En general se ha considerado una escala de trabajo de entre 1:100.000 y 1:200.000. Esta red se complementa con la red de control general de las aguas subterráneas de la CHE.

Distribución de los puntos: La distribución de los puntos de muestreo depende del funcionamiento hidrogeológico de cada acuífero (velocidad real de flujo, espesor de la zona no saturada, zonas de recarga, extracción y descarga, etc.) y del grado de contaminación observado. En las zonas de descarga el muestreo será más denso, mientras que en las de recarga la densidad será menor.

Profundidad de muestreo: Se tomarán muestras a diferentes profundidades, acordes con la estratificación hidroquímica de los nitratos. El movimiento de las especies nitrogenadas es generalmente más veloz y presenta mayor variabilidad en las zonas más superficiales de los acuíferos, y es más lento y estable en las zonas más profundas. En consecuencia, en las zonas de descarga el muestreo se realizará a mayor profundidad (generalmente próximo al muro del acuífero), ya que en ellas se encuentran amortiguados los impulsos contaminantes y se puede caracterizar mejor el fondo geoquímico del contenido en nitratos. Por el contrario, en las zonas de recarga o riego, se tomarán muestras más superficiales con el fin de caracterizar los aportes de nitratos al acuífero.

Selección de los puntos de muestreo: Los puntos se seleccionarán entre los existentes siempre que se encuentren suficientemente documentados y se adecuen razonablemente a los requisitos establecidos. En caso contrario se perforarán específicamente para esta red. Este último caso se evitará en la medida de lo posible por la dificultad que añade en la explotación de la red (necesidad de bombas portátiles, tiempos de bombeo prolongados, etc.).

Parámetros a medir

Como parámetro principal se medirá la concentración de NO_3^-. Adicionalmente se determinarán los iones NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-} y Cl^-, así como la conductividad y pH en campo y laboratorio. En los manantiales se medirá el caudal y en los pozos el nivel piezométrico. También se advertirán otras observaciones de interés (lluvias o riegos recientes, etc.).

Frecuencia de muestreo

La cadencia de muestreo debe permitir reflejar la evolución de la contaminación (que se produce a impulsos de recarga), y debe ser proporcional a la velocidad real del flujo dentro del acuífero. Al mismo tiempo, la serie de datos generada debe ser apta para la aplicación de técnicas clásicas de análisis de series de tiempo y modelización (autocorrelaciones, correlaciones cruzadas, krigeages, análisis frecuencial, tendencias, estacionalidad, etc.), para lo cual es recomendable que la frecuencia de muestreo sea regular. Con estos requisitos parece razonable que el muestreo sea, como mínimo, trimestral en todos los puntos. No obstante, en los acuíferos con zona no saturada inferior a 5 m y contaminación generalizada (con continuidad espacial y con alto porcentaje de análisis que superen los 50 mg/l), se intensificará el control, adoptando una frecuencia de muestreo bimestral.

Siguiendo los criterios expuestos, se han establecido un total de 120 puntos de control en 23 zonas acuíferas, que se resumen en la siguiente tabla:

RED DE CONTROL DE NITRATOS

ZONAS A CONTROLAR	nº puntos	frecuencia
Aluvial de Vitoria (ríos Alegría y Zadorra)	4	bimestral
Aluvial zona Miranda de Ebro (ríos Ebro y Zadorra)	4	bimestral
Aluvial del río Ega	4	bimestral
Aluvial del río Tirón	1	bimestral
Aluvial y terrazas del río Oja	6	bimestral
Aluvial ríos Ebro y afluentes Linares, Najerilla, Iregua y Leza (Ebro-I)	3	bimestral
Aluvial ríos Ebro y afluentes Ega, Arga, Aragón, Cidacos y Alhama (Ebro-II)	5	bimestral
Aluvial ríos Ebro y afluentes Arba, Queiles, Huecha, Jalón y Huerva (Ebro-III)	14	bimestral
Aluvial ríos Aragón y afluentes Arga y Zidacos	8	bimestral
Aluvial de los ríos Riguel, Arba de Luesia y Arba de Biel (Arbas)	3	trimestral
Aluvial del río Gállego	5	trimestral
Aluvial de los ríos Isuela, Flumen y Guatizalema (Hoya de Huesca)	5	bimestral
Aluvial del río Cinca	4	trimestral
Aluvial de los ríos Segre y Noguera Ribagorzana	4	trimestral
Conos de deyección de los ríos Corb y Ondara (Pla d'Urgell)	7	bimestral
Calizas de Tárrega y aluvial del río Sió	6	bimestral
Detrítico de Alfamén y aluvial del bajo Jalón	7	bimestral
Detrítico de Belchite – Codo	1	trimestral
Aluvial de los ríos Jiloca, Perejiles y Jalón medio	8	trimestral
Detrítico cuaternario de Gallocanta	7	bimestral
Aluvial del alto Jiloca	10	bimestral
Detrítico cuaternario de la cubeta de Mora	2	bimestral
Aluvial del río Ebro y detrítico cuaternario de la Plana de la Galera	2	bimestral
TOTAL PUNTOS	120	

EXPLOTACIÓN DE LA RED

La explotación de la red incluye el muestreo y toma de datos en campo, análisis químico en laboratorio, así como el almacenamiento, gestión, elaboración y publicación de los datos.

Métodos de muestreo y analíticos

Se utilizarán para la red de control de nitratos los sistemas de muestreo y analíticos habituales en la Red Integrada de Calidad de Aguas (Red ICA) de la Confederación Hidrográfica del Ebro, acordes con los procedimientos habituales (Standard Methods, EPA, etc.). En concreto, se aplicarán los métodos de muestreo utilizados para las aguas subterráneas.

Análisis y tratamiento de los datos

Los datos obtenidos se elaborarán y estudiarán con el fin de obtener información sobre los contenidos en nitratos de cada zona, y se relacionarán con otras variables (precipitaciones, profundidad de observación respecto del nivel piezométrico, contenidos en Cl, PO_4^{3-}, etc.). Se llevarán a cabo la estimación de concentraciones medias, observación de cambios o tendencias evolutivas respecto a datos anteriores, descripción de los niveles máximos y mínimos, etc. Se utilizarán para ello diversos métodos gráficos y estadísticos, tales como representación de mapas temáticos, diagramas de evolución, diagramas de valores estacionales y anuales, análisis de tendencias, autocorrelaciones, correlaciones cruzadas, etc. Los datos de concentración en nitratos se integrarán en el Sistema de Información Geográfica de la CHE, de manera que puedan elaborarse mapas que relacionen esta variable con otras (espesor de la zona no saturada, regadíos, zonas de alimentación subterránea lateral, etc.).

Redacción de informes y publicación

Con los datos obtenidos se realizará un informe anual, que comprenderá mapas temáticos, gráficos, un resumen estadístico de los datos y cuantas observaciones y comentarios se consideren de interés. Cada año comprenderá los datos de los años anteriores, para ver la evolución y posibles tendencias. Cada 4 años, en cumplimiento del Real Decreto 261/1996, se realizará un informe de síntesis de los resultados obtenidos, con mapas, gráficos y estadísticas. Se hará una valoración de la posible existencia de tendencias en la evolución de los contenidos de nitratos, cambios observados durante el período, etc.

Además, toda la información generada se pondrá a disposición de los usuarios y del público en general a través de la página Web del Ministerio de Medio Ambiente.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (1996). Informe sobre acuíferos subterráneos contaminados con nitratos de origen agrario. Cuenca del Ebro.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (1997). Definición de la red de control de nitratos en las aguas subterráneas en la cuenca del Ebro.

DESCRIPCIÓN DE UNA EXPERIENCIA PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS MEDIANTE LA APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA Y ZEOLITA CUBANA AL CULTIVO DEL FRESÓN

DE LA TORRE SÁNCHEZ, María Luisa y GRANDE GIL, José Antonio*

(*) Grupo de Investigación de Recursos y Calidad del Agua. Escuela Politécnica Superior La Rábida. Universidad de Huelva. 21819 PALOS DE LA FRONTERA (HUELVA)

RESUMEN

En este trabajo se describe la experiencia desarrollada por el Grupo de Recursos y Calidad del Agua, orientado hacia el estudio de las posibilidades de utilización de lodos procedentes de la depuradora de aguas residuales del municipio de Palos de la Frontera (Huelva) en el cultivo del fresón, junto con la adición de zeolita cubana mediante el estudio del beneficio de éstos en la calidad de las aguas subterráneas, así como en el ciclo vegetativo del cultivo.

Paralelamente se estudia el efecto descontaminador que la zona no saturada, así modificada, ejerce sobre los nutrientes aportados por los lodos y la zeolita, mediante comparación de las analíticas efectuadas en los aportes, y en las muestras obtenidas en las cápsulas de teflón colocadas a tal efecto, tanto en las líneas de cultivo tratadas con lodo y zeolita, como en una linea testigo sin tratamiento ninguno, así como en cubetas de experimentación instaladas en la parcela experimental.

De los resultados obtenidos en condiciones experimentales se podrá extrapolar a los cultivos reales de la zona, permitiendo, además de un importante ahorro de agua, una mayor eficacia y menores dosis de abonado y una menor contaminación de las aguas subterráneas, que las harán útiles para otros usos.

Palabras Clave: *Nitratos, lodo, zeolita, contaminación, zona no saturada, fresa.*

INTRODUCCIÓN

El desarrollo socioeconómico de cualquier país, lleva aparejada, de forma inmediata, una mayor demanda de agua, que se traduce no sólo en acusados descensos piezométricos en acuíferos sobre-

explotados, sino también, y con carácter más general, en una variación en la composición de las aguas naturales, consecuencia directa del vertido de productos que alteran su calidad. Las extracciones incontroladas de agua y el vertido de productos contaminantes en zonas de recarga, constituyen una agresión contra el Medio Ambiente por desgracia frecuente en estos días, que pueden conducir, en algún caso, al total deterioro de las reservas, y en cualquiera de ellos a su degradación. Una correcta planificación de la fertirrigación conduce no sólo a la protección de la calidad de las aguas subterráneas, sino también a un ahorro importante en fertilizantes.

Por otra parte, el reciclado de productos, cualquiera que sea su procedencia, ha de ser uno de los objetivos centrales de una buena gestión medioambiental. Los lodos procedentes de depuradora contienen una apreciable cantidad de materia orgánica que produce una mejora en la estructura del suelo, GIUSQUIANI et al. (1995), así como macro y micronutrientes esenciales para los cultivos, TSADILAS et al. (1995), lo que permite una disminución en el aporte de fertilizantes minerales, y en consecuencia una reducción de la contaminación y de los costes de explotación. La zeolita cubana es una arcilla caracterizada por una gran capacidad de retención de agua y de intercambio iónico, BOWMAN et al. (1995), lo que permite su carga con nitrógeno, fósforo y potasio, actuando, mediante su aplicación al suelo, como un abono de lenta liberación, NOTARIO et al. (1994), lo que conlleva que la planta tenga durante más tiempo a su disposición tanto el agua como los nutrientes, disminuyéndose por tanto la cantidad de fertilizantes a aplicar y la contaminación posterior de las aguas subterráneas, GRANDE et al. (1995).

DESCRIPCIÓN DE LA EXPERIENCIA

Descripción de la parcela experimental

La parcela experimental se encuentra situada en el Recinto de Recogida de Residuos Reciclables (R4), en Palos de la Frontera (Huelva). Esta parcela experimental, con una extensión aproximada de 200 m^2,está dividida en cuatro zonas, según las distintas aplicaciones realizadas:

- Lomo 1: Se aporta lodo.
- Lomo 2: Se aporta lodo mezclado con zeolita cubana.
- Lomo 3: Se aporta solamente zeolita.
- Lomo 4: Lomo testigo sin aplicación de lodo ni zeolita.

Las concentraciones aportadas de lodo y zeolita se establecen en función de los análisis previos de estos elementos, así como del suelo.

En todos los lomos se cultiva fresón de la variedad Camarosa, reproduciendo las mismas condiciones y empleando las mismas técnicas que utilizan los agricultores del sector. Cada lomo se encuentra equipado con cuatro cápsulas de succión de teflón a las profundidades de 15, 30, 60 y 100 cm en la linea de goteo, además de dos tensiómetros a 30 y 60 cm de profundidad y de dos termómetros de suelo también a 30 y 60 cm.

Las cápsulas de succión de teflón permiten extraer el agua intersticial del suelo de zona no saturada, para su posterior análisis, sin destruir la estructura inicial de éste, MUÑOZ et al. (1995), pre-

sentado menos problemas a nivel de modificación de la composición química de las soluciones en lo que respecta a varios elementos que plantean problemas con los muestreadores de cerámica porosa (amonio, potasio, fosfatos o metales), SÁNCHEZ-PÉREZ (1995). Estas cápsulas tienen unas dimensiones de 21 mm de diámetro y 95 mm de alto, y un tamaño de poro de 2 micras. La parte superior está conectada con tubo de teflón que a su vez se conecta con un Erlenmeyer Kitasatos. Estas cápsulas son enterradas en el suelo a las profundidades indicadas anteriormente, realizando el vacío (70 cbar) en el Erlenmeyer que queda en superficie. Al quedar las cápsulas en vacío extraerán el agua intersticial que subirá hasta el Erlenmeyer donde será recogida para su posterior análisis. Al colocarse las cápsulas a diferentes profundidades se podrán estudiar, espacial y temporalmente, las variaciones de los distintos parámetros analizados.

Los tensiómetros nos permiten medir la tensión matricial del suelo, indicándonos el momento de regar, ROJO (1997). Constan de un tubo de unos 2 mm de diámetro lleno de agua en cuyo extremo inferior se encuentra una cápsula de cerámica porosa y en su parte superior un manómetro medidor de vacío.

El lomo testigo tiene la finalidad de controlar las condiciones naturales del terreno, que nos servirán para conocer el grado de influencia sobre las mismas de la experiencia realizada.

Entre cada zona de estudio se ha intercalado un lomo sin aplicación, así como en las cabeceras, con el fin de evitar las interferencias entre ellos, y distorsiones en los resultados de la investigación.

Descripción de las cubetas de experimentación

Se han construido cuatro cubetas de experimentación con una capacidad de 1m^3 cada una. En la parte inferior se colocó una salida para el agua de percolación a fin de poder realizar un balance de masas entre los diferentes aportes, mediante los análisis del agua realizados a tal efecto.

En la parte inferior de cada cubeta se procedió al relleno con grava calibrada, con una cierta pendiente para facilitar la salida del agua de percolación.

En cada una de las cubetas se han repetido las aplicaciones realizadas en los lomos, instalándose dos cápsulas de succión en cada una, a 30 y 60 cm de profundidad.

CONTROL Y MUESTREO

Las experiencias a realizar consisten en un control de la zona no saturada, llevándose también un control de la zona saturada con la finalidad de interpretar correctamente qué tipo de fenómenos actúan en la primera y como inciden en la calidad de las aguas del acuífero.

Además, en superficie, se atiende a todas aquellas acciones relacionadas con el cultivo, que tengan incidencia sobre el aporte de contaminantes hacia la zona no saturada (clima, aportes de agua, fertirrigación, lodos, zeolitas, plaguicidas, fungicidas, etc.).

En los cuadros siguientes se sintetizan todas las experiencias que se realizan, así como su frecuencia

EXPERIENCIAS EN SUPERFICIE		
CONTROL		**FRECUENCIA**
CLIMA	Estación meteorológica *	Registro continuo
AGUA DE RIEGO	Caudal Calidad	Diaria Semanal
FERTIRRIEGO Y FITOSANITARIOS	Tipo producto Dosis Modo empleo	Cuando se suministre
CULTIVO	Foliares	En cada campaña

* Los datos climáticos se obtendrán de la estación meteorológica más cercana.

EXPERIENCIAS EN ZONA NO SATURADA		
CONTROL		**FRECUENCIA**
MUESTREO DE SUELOS	Lomos 1, 2 ,3 y 4. Cubetas 1, 2, 3 y 4.	Cada 30 cm. al instalar cápsulas. Después anual.
MUESTREO DE LODOS	En planta depuradora	Antes de aplicación al cultivo
	En suelo	En cada campaña
MUESTREO FOLIAR	En parcela y cubetas	Mensual
MUESTREOS DE AGUA INTERSTICIAL	Cápsulas de teflón poroso	Semanal
TEMPERATURA SUELO	Termómetros suelo	Semanal
MEDIDA IN SITU DE PARÁMETROS INESTABLES	pH Conductividad	Semanal
HUMEDAD DEL SUELO	Tensiómetros	Semanal

PARÁMETROS A DETERMINAR

Los parámetros a determinar en las diferentes muestras obtenidas serán los siguientes:

PARÁMETROS A DETERMINAR
CLIMÁTICOS
Velocidad y dirección del viento, radiación global, temperatura y humedad del aire, precipitación, temperatura del suelo, evapotranspiración.
BALANCE DE AGUA
Infiltración, % humedad del suelo.
SUELO
Materia orgánica, pH, nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio, carbonatos, cloruros, potasio, salinidad, relación C/N, sodio, textura, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc.
ANÁLISIS DE LODOS
Materia orgánica, materia seca, pH, nitrógeno, fósforo, relación C/N, cadmio, cobre, níquel, plomo, zinc, mercurio y cromo.
ANÁLISIS DE AGUA DE RIEGO
pH, conductividad, nitratos, sodio, potasio, fosfatos, calcio, magnesio, cloruros, sulfatos.
ANÁLISIS DE AGUA INTERSTICIAL (Cápsulas).
pH, conductividad, nitratos, sodio, potasio, fosfatos, calcio, magnesio, cloruros, sulfatos
ANÁLISIS FOLIAR
Boro, calcio, cobre, fósforo, hierro, magnesio, manganeso, nitrógeno, potasio, sodio, zinc, cloro.

TRATAMIENTO E INTERPRETACIÓN DE DATOS

De los controles y análisis efectuados se obtendrá una base de datos, que se podrá someter a diferentes tratamientos gráfico-estadísticos como regresión múltiple, para elaborar modelos de variación del fenómeno contaminante; análisis factorial y clúster, para demostrar relaciones cuantitativas entre variables, definir y caracterizar el proceso de contaminación, y definir su grado de dependencia de determinadas acciones antrópicas; análisis de series temporales, para proponer los modelos predictivos de variación del fenómeno contaminante. Además, se establecerán curvas de evolución en el tiempo y en el espacio de parámetros climáticos, agronómicos, edáficos, hídricos, hidrodinámicos e hidroquímicos.

Se realizará un estudio de toda la información obtenida en los tratamientos gráfico-estadísticos descritos anteriormente, para interpretar de forma global el fenómeno de afección sobre el medio hídrico de los agentes contaminantes que se emplean en el cultivo de la fresa y los posibles agen-

tes añadidos por medio de los lodos y zeolitas, conocer cómo se transmiten estos contaminantes desde el punto de empleo a través de la zona no saturada, y que factores la rigen, conocer el grado de incidencia de esta contaminación en las aguas subterráneas, determinar las implicaciones que tendrán dichas afecciones sobre el régimen de uso del acuífero en cuestión para satisfacer demandas urbanas y/o agrícolas, y conocer ,en definitiva, la posible reutilización de los lodos y aplicación de las zeolitas en la agricultura, y en particular en el cultivo del fresón.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su máximo agradecimiento al Ayuntamiento de Palos de la Frontera y en particular a su Oficina de Medio Ambiente, que han contribuido de forma notoria, con medios materiales, económicos y humanos, al desarrollo de esta linea de investigación

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOWMAN, R; HAGGERTY, G; HUDDLESTON, R; NEEL, D & FLYNN, M. (1995). Sorption of nonpolar organic compounds, inorganic cations and inorganic oxyanions by surfactant-modified zeolites. ACS Symposium Series. Surfactant-enhanced surface remediation.54-65. American Chemical Society.

GIUSQUIANI, P; PAGLIALI, M; GIGLIOTTI, G; BUSINELLI, D & BENETTI, A. (1995). Urban waste compost: Effects on physical, chemical and biochemical soil properties. Journal of Environmental Quality. Vol. 24, nº 1. USA.

GRANDE, J. A; CARMONA, P; GONZALEZ, A y DE LA TORRE, M. L. (1995). Experiencia con zeolitas en cultivos de fresón. Análisis factorial de los datos de una parcela experimental en Lepe (Huelva). Avances en la Investigación en Zona No Saturada pp 373- 381. Sev. Pub. Gobierno Vasco. Vitoria.

GRANDE, J. A; CARMONA, P; GONZALEZ, A y DE LA TORRE, M. L. (1995). Aplicación de sustratos edafológicos minerales como medida de protección ambiental en cultivos intensivos sobre zonas de recarga de acuíferos. Avances en la Investigación en Zona No Saturada pp 381-395. Sev. Pub. Gobierno Vasco. Vitoria.

NOTARIO, J. S; ARTEAGA, I. J; GONZALEZ, M. M y GARCIA, J. E. (1994). Response of alfalfa to a phillipsite-based selow-release fertilizer. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 25(13&14), 2231-2245.

ROJO, C. (1997). El riego. Laboreo (Agosto) pp. 66-70

SANCHEZ-PEREZ, J. M. (1995). Nuevas tecnologías para el control y muestreo de la zona no saturada. Avances en la Investigación en Zona No Saturada pp 33-49. Sev. Pub. Gobierno Vasco. Vitoria.

TSADILAS, C. D; MATSI, T; BARBAYIANNIS, N & DIMOYIANNIS, D. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of the heavy metal fractions. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 26(15&16), 2603-2619.

EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR NITRATO CON UN ACOPLE SIG - MODELO DE SIMULACIÓN DE NITRÓGENO EN SUELOS AGRÍCOLAS

DE PAZ BECARES, José Miguel* y RAMOS MOMPÓ, Carlos**

(*) Centro de Investigación de la Desertificación. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Apartado Oficial. 46113 MONCADA
(**) Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Apartado Oficial. 46113 MONCADA

RESUMEN

Se evaluó el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por nitrato en una zona agrícola de las comarcas de L'Horta Nord y L'Horta de Valencia (Valencia) mediante el acople de un sistema de información geográfica (PC-ARCCAD) a un modelo de simulación de lixiviación de nitrato (GLEAMS versión 2.10).

Los datos requeridos por el modelo se organizaron en cinco capas de información, de las cuales, cuatro correspondían a los mapas base (clima, usos del suelo, tipos de suelo, y concentración de nitrato en el agua de riego) con sus respectivas bases de datos asociadas, y la quinta capa contenía los datos de manejo del cultivo, que se introdujeron directamente al SIG mediante un interface gráfico.

El modelo se calibró y validó con datos procedentes de dos parcelas experimentales de cultivo de patata y naranjo situadas dentro de la zona estudiada.

El acople realizado permitió el manejo del SIG y del modelo mediante un interface gráfico común, comunicándose entre ellos mediante el intercambio de datos por archivos en formato ASCII.

Los mapas de riesgo de contaminación por nitrato en la zona piloto mostraron que las zonas hortícolas y las zonas regadas con aguas subterráneas son las de mayor riesgo potencial de contaminación por nitrato. También se observó que una disminución en los aportes nitrogenados minerales de un 50% reducen en la misma cuantía el nitrógeno lixiviado en las zonas de riego con aguas superficiales, siendo esta reducción menor en el caso de regarse a partir de captaciones subterráneas.

Palabras Clave: *SIG, modelo, lixiviación, nitrato.*

INTRODUCCIÓN

En los últimos años ha aumentado la preocupación por la contaminación por nitrato de las aguas subterráneas. Esta contaminación suele ser más importante en las zonas donde se practica una agricultura intensiva de regadío. En la Comunidad Valenciana este problema es importante ya que el 60% de la población se abastece de agua subterránea, y un estudio de la Conselleria de Medi Ambient mostró que más de 750.000 habitantes se abastecían de agua potable con contenidos en nitrato superiores a los recomendados (50 mg/l) (adaptado de Sanchis, 1993).

Los modelos de simulación permiten analizar y evaluar los problemas de contaminación del agua subterránea de una forma efectiva (Tim et al 1996). Esto se debe a su facilidad para realizar predicciones a largo plazo, a que permiten evaluar alternativas de manejo que mejoren la protección de la calidad del agua y también a que facilita los análisis de riesgos medioambientales. Sin embargo, los modelos requieren muchos datos que en ocasiones no se dispone de ellos y, además, existe una gran variabilidad espacial de estos datos en el campo, etc. Estas limitaciones pueden ser resueltas, en parte, por los sistemas de información geográfica que ofrecen las herramientas para almacenar, organizar, manipular y analizar datos con distribución espacial.

En nuestro estudio se acopló un modelo de movimiento y transformación del N y otros solutos en el suelo, el GLEAMS V. 2.10 con el SIG ArcCad V. 1.14 para evaluar la lixiviación de nitrato en una zona de agricultura intensiva de la Horta Nord y la Huerta de Valencia.

MATERIAL Y MÉTODOS

El modelo GLEAMS

El modelo GLEAMS v. 2.10 (Groundwater loading effects of agricultural management systems, KNISEL 1980) es un modelo matemático físicamente basado, determinístico con distribución espacial agregada y de régimen transitorio. Este modelo simula el movimiento de productos químicos y sedimentos a escala de campo, tanto en profundidad como a través de la superficie del terreno, con la finalidad de evaluar diferentes alternativas de manejo de los cultivos.

Consta de 4 módulos: Hidrología, erosión, pesticidas y nutrientes. En el presente trabajo únicamente se han utilizado los módulos de nutrientes y de hidrología.

El esquema utilizado por el modelo es el siguiente.

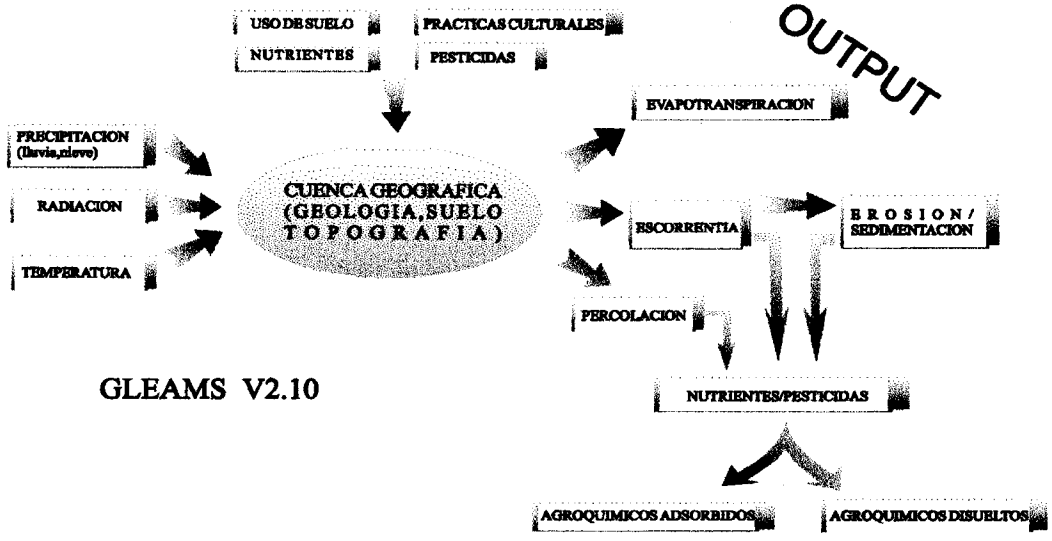


Fig. 1: Diagrama de flujo del GLEAMS v. 2.10.

El modelo se calibró y validó en relación a la lixiviación de nitrato utilizando datos de dos estudios realizados en dos parcelas ensayo situadas dentro de la zona de estudio, una con cultivo de cítricos y otra con cultivo de patata (Lidón 1994; Rodrigo 1995). Los resultados de la calibración y validación se presentan en las figs. 2 y 3.

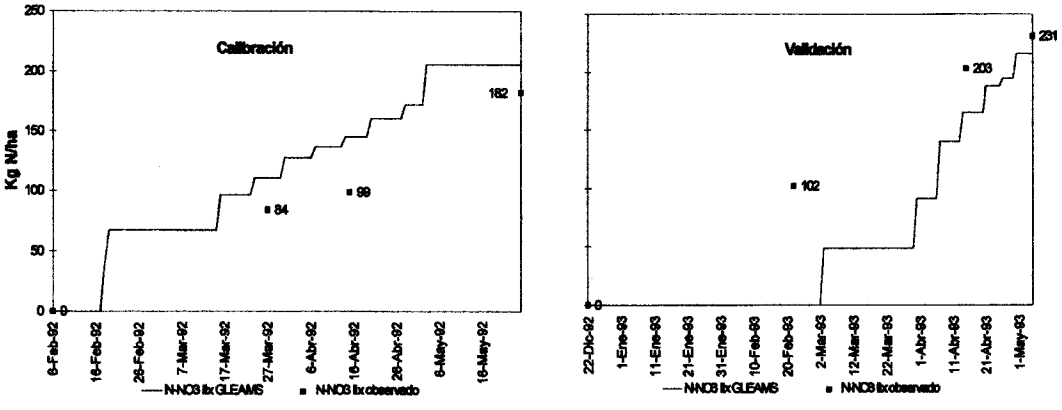


Fig. 2: Calibración y validación del modelo GLEAMS para la lixiviación de $N\text{-}NO_3$ en el cultivo de patata.

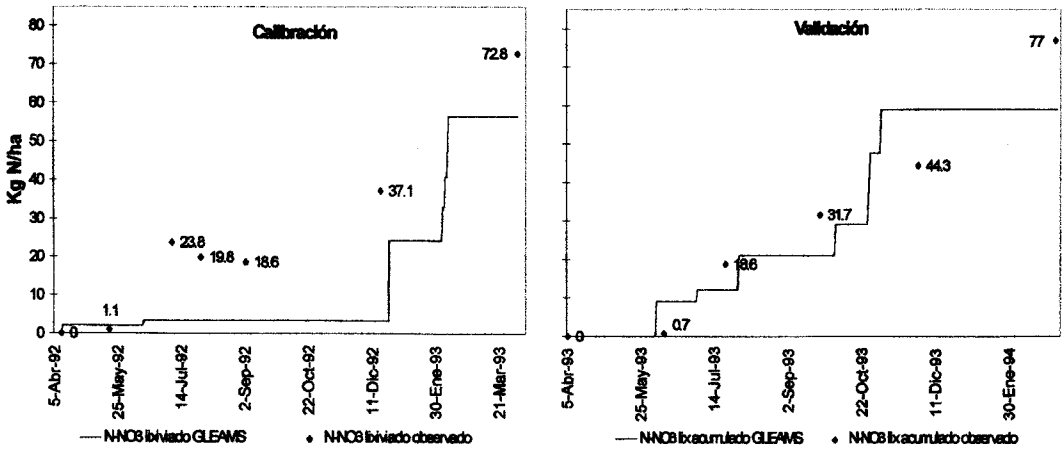


Fig. 3: Calibración y validación del modelo GLEAMS para la lixiviación de N-NO_3 en el cultivo de naranjo.

El sistema de información geográfica (PC-ARCAD)

El SIG PC-ArcCad VI. 14.1 es un acople del SIG ARC/INFO con el sistema de diseño asistido por ordenador AUTOCAD V13. Posee las capacidades típicas de un SIG vectorial, como son captura, almacenamiento, manipulación, análisis y visualización de datos geográficamente distribuidos. Se implementa bajo entorno del sistema operativo Windows (V3.11 ó V.95). Puede desarrollar aplicaciones, interfaces y automatizar procesos ya que posee dos lenguajes de programación propios (AutoLISP y ADS-Autocad Development System).

La integración del modelo GLEAMS en el PC-ARCAD (SIG)

Existen muchas estrategias para acoplar un modelo con un SIG, pero se pueden agrupar en tres tipos: acople ligero, acople fuerte y acople integral (Tim 1996, Burrough, 1996).

Debido a la complejidad del modelo se eligió el acople de tipo fuerte en el que se crearon las suficientes rutinas de programación y menús de entrada de datos dentro del SIG para facilitar la interacción entre SIG y modelo y de esta forma facilitar el uso de sistema SIG-modelo.

EJEMPLO DE APLICACIÓN

Descripción de la zona de estudio

El área de estudio se localiza dentro de la provincia de Valencia en las comarcas de L'Horta Nord y L'Horta de Valencia. Abarca un área de 23.000 has. Se eligió esta zona por ser una zona

de agricultura intensiva, por tener altos niveles de NO_3^- en agua subterránea y por su variabilidad en cuanto a tipos de suelo y manejo de los cultivos.

Estas comarcas son tradicionalmente agrícolas (un 32% del área total). Los cultivos de regadío más importantes de la zona son: los cítricos (59 % del área cultivada), patata (7%), alcachofa (5%), cebolla (3%) (comunicación personal Conselleria de Agricultura, 1996). Los cultivos herbáceos se cultivan según rotaciones muy intensivas con la casi ausencia de barbechos prolongados. La práctica totalidad de los cultivos de la zona son en regadío, un 98% del área cultivada frente a un 2% de secano. Los sistemas de riego que predominan en la actualidad son los tradicionales por gravedad inundación y surcos, adaptándose el riego por goteo en algunas explotaciones principalmente en 738 has, (5% de la superficie regada, datos de la Conselleria de Agricultura-1993). El agua para estos riegos proviene principalmente de la red de acequias que discurren por toda la zona (el 65% del área regada) y de pozos de riego (el 35 % restante).

Los suelos calcisoles son los más representativos de la zona. En este tipo de suelos se localizan algunas zonas de transformación para el cultivo principalmente de cítricos . Se caracterizan por tener una costra caliza superficial. Los fluvisoles son suelos profundos con alternancia de materiales de diferente granulometría en profundidad. Están bien estructurados con contenidos altos en materia orgánica y con texturas de franco arenoso en superficie a franco arcilloso a un metro de profundidad, por lo que se hacen aptos para el cultivo de hortícolas y cítricos. Los luvisoles son suelos con horizontes de acumulación de arcillas en profundidad. Son suelos profundos y fértiles que en su mayoría se utilizan para el cultivo de los cítricos. Los cambisoles gleicos se localizan en las zonas costeras. En profundidad tienen texturas arcillosas limosas con bajas permeabilidades.

Desarrollo de los mapas base y sus bases de datos asociadas

Las bases de datos del SIG se crearon en función de los datos que el modelo necesitaba. Se organizaron en cinco capas de información, cuatro de ellas corresponden con los cuatro mapas base: suelos, clima, usos del suelo, nitrato en agua de riego a los cuales se asociaron las bases de datos de atributos y la quinta capa corresponde con la información de manejo de los cultivos que se introdujo mediante un interface gráfico que a su vez gestionaba todo el sistema SIG-modelo (fig. 4).

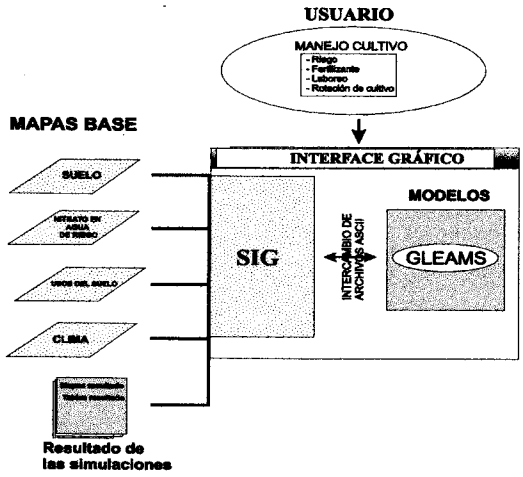


Fig. 4: Diagrama descriptivo del acople SIG (ArcCad) - modelo (GLEAMS).

- Mapa de suelos. Creado a partir del mapa de unidades fisiográficas (E: 1/50.000) cedido por la unidad de edafología del Dpto. de Biología Vegetal de la Universidad de Valencia. Posteriormente se asociaron a cada unidad los datos de suelos que fueron tomados a partir de varias fuentes: de un muestreo realizado en la zona, del proyecto Lucdeme y de las diversas parcelas ensayo de los diferentes estudios llevados a cabo por el Dpto. de Recursos Naturales IVIA.
- Mapa de clima. Creado a partir de la localización de las 9 estaciones meteorológicas existentes en la zona. Se tomaron los datos climáticos de precipitación, temperatura etc. a partir del "Atlas climático de la comunidad Valenciana" (Pérez Cueva 1994) y se completaron las serie de datos con datos de la estación meteorológica del IVIA-Moncada y con datos del Departamento de Geografía de la Universidad de Valencia.
- Mapa de usos del suelo. Cedido por la Conselleria de Obras Públicas y Transporte de la Generalitat Valenciana.
- Mapa de contenido de NO_3^- en agua de riego. Creado a partir de la composición de dos mapas, uno de concentración de nitrato de agua subterránea (Sanchis 1991) para la zona dominada por riegos por agua de pozo y otro de áreas dominadas por las diferentes acequias cedido por el Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia para la zona de riegos por superficie.

Descripción de los manejos de cultivo evaluados

Se simuló en la zona de cítricos el cultivo de naranjo y en la zona de huerta una rotación de cultivo típica de la zona, con sus respectivas fertilizaciones nitrogenadas. La rotación elegida fue patata/lechuga/cebolla/coliflor en dos años (caso 1). Posteriormente se hizo una simulación pero con aplicaciones de fertilizante nitrogenado reducidas a la mitad tanto en la zona de huerta como en la de cítricos (caso 2).

Caso 1. Datos más importantes empleados en la simulaciones de naranjo y de la rotación: patata-lechuga-cebolla-coliflor.

	1º año		2º año		1-2º año
Cultivo	Patata	Lechuga	Cebolla	Coliflor	Naranjo
Fert. orgánico (t/ha)	26-Gallinaza	0	18-Gallinaza	0	0
Fert. min. (kg N/ha)	445	0	338	199	372
Producción (t/ha)	46	24	40	35	46
Prof. simulación (cm)	60	60	60	60	80

Caso 2. Como el caso 1 pero con la fertilización nitrogenada mineral reducida en un 50%.

	1º año		2º año		1-2º año
Cultivo	Patata	Lechuga	Cebolla	Coliflor	Naranjo
Fert. orgánico (t/ha)	26-Gallinaza	0	18-Gallinaza	0	0
Fert. min. (kg N/ha)	222	0	169	99	186
Producción (t/ha)	46	24	40	35	46
Prof. simulación (cm)	60	60	60	60	80

RESULTADOS

Las figuras 5 y 6 muestran la distribución espacial del nitrógeno lixiviado durante los 5 años de simulación (1980-1985) en los dos casos estudiados. El primer caso con una fertilización nitrogenada habitual en la zona y el segundo caso reducida a la mitad. En términos generales la lixiviación de nitrógeno en las zonas de riego con aguas superficiales se ve reducida prácticamente a la mitad (zonas próximas a la costa), pero en las zonas de riego con aguas subterráneas esta reducción es sensiblemente menor debido a las altas concentraciones de nitrato de estas aguas.

Aunque los cultivos hortícolas suponen un riesgo potencial mayor a la contaminación por nitratos debido a que se utilizan dosis más altas de fertilizantes nitrogenados y a que extraen nitrógeno de una profundidad de suelo menor, normalmente estos cultivos son regados con aguas con bajos contenidos en nitratos con lo que este riesgo se reduce pudiéndose llegar a igualar las lixiviaciones procedentes de las zonas citrícolas en las que se aplican menos cantidades de fertilizantes nitrogenados pero que se suelen regar con aguas subterráneas con altos contenidos en nitrato. El suelo también influye notablemente en los lavados del nitrato, y así, suelos con unas texturas muy arcillosas y poco permeables reducen las cantidades de nitrato lixiviado considerablemente.

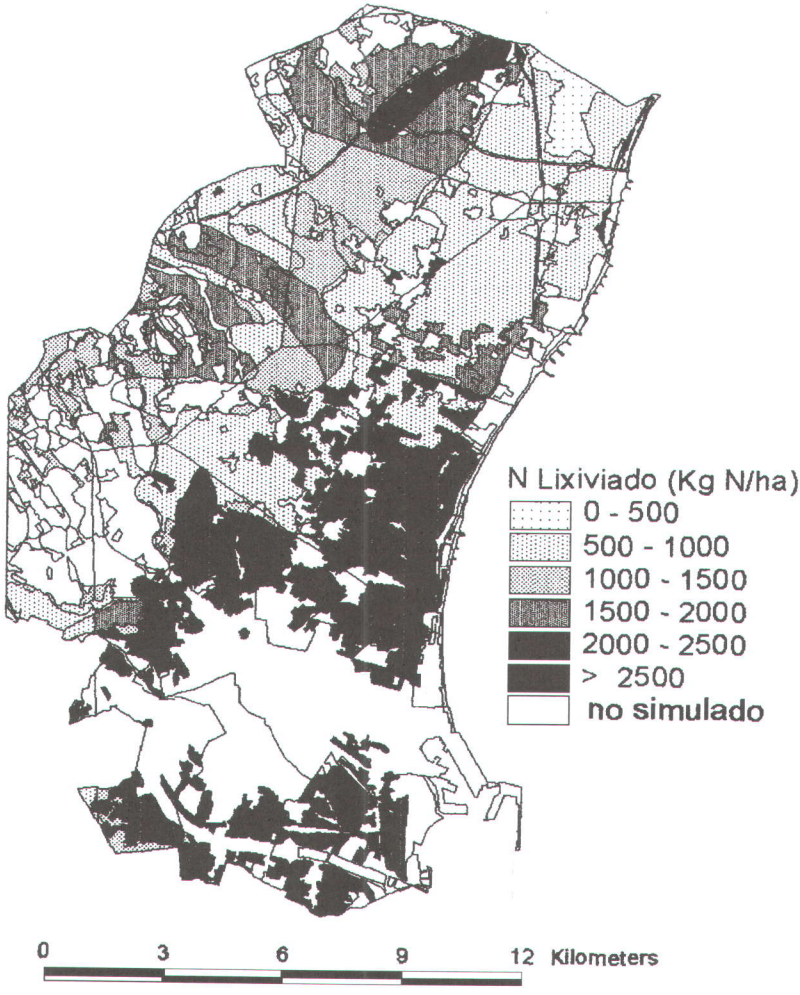


Fig. 5: Caso 1, fertilización nitrogenada normal.

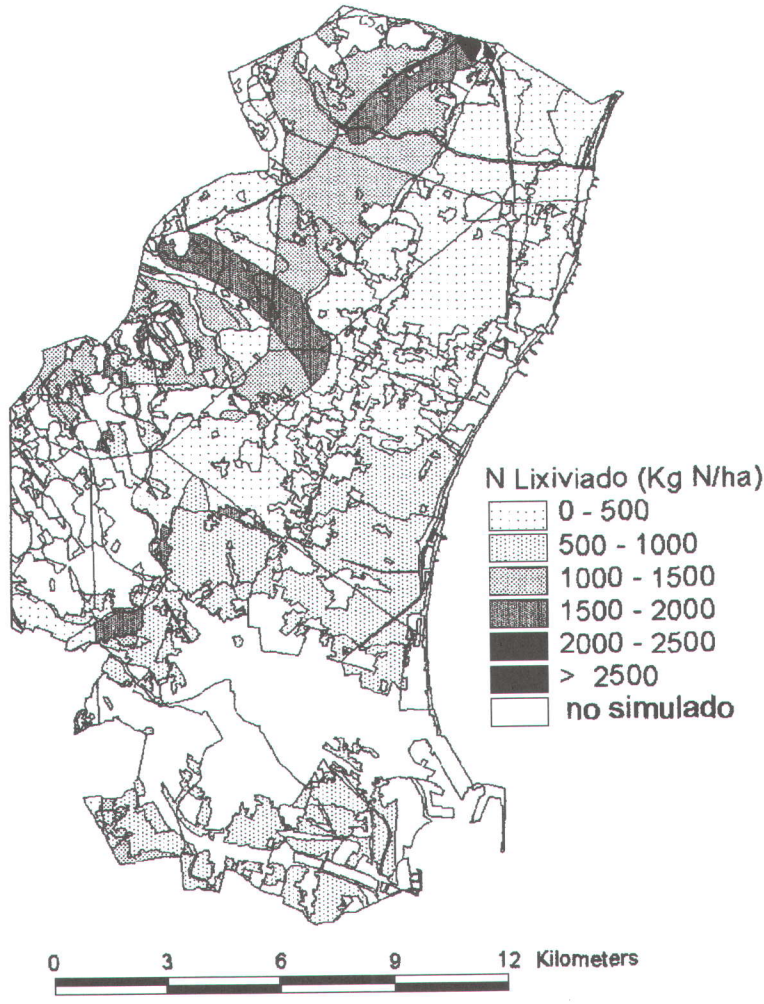


Fig. 6: Caso 2, fertilización nitrogenada reducida en un 50%.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BURROUGH P., A, (1996). Opportunities and limitation of GIS-based modeling of solute transport at regional scale. En: Applications of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone, Corwin et al (eds), SSSA, Madison, Wisconsin, USA, 19-38.

KNISEL, W.G. (ed) (1980). GLEAMS: Groundwater Loading effects of agricultural management systems, Version 2.10. 1993. University of Georgia, Coastal Plain Experiment Station, Biological and Agricultural Engineering Department, publication N5, 260 pp.

LIDON A.L. (1994). Lixiviación de nitrato en huertos de cítricos bajo diferentes tratamientos de abonado nitrogenado. Tesis Doctoral. UPV-ETSIA Valencia.

PÉREZ CUEVA A.J. (1994). Atlas climático de la comunidad valenciana. Consellería d'Obres Públiques , Urbanisme i Transports, Generalitat Valenciana.

RODRIGO A, (1995). Efecto del abonado nitrogenado en la lixiviación de nitrato en el cultivo de la patata. Tesis Doctoral. UPV-ETSIA Valencia.

SANCHIS E. J., (1991) . Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal. Tesis doctoral. Ed. Diputación Provincial de Valencia.

SANCHIS E. J., (1993) . La contaminación por nitratos de las aguas subterráneas. El caso de la comunidad valenciana. Jomadas sobre la contaminación por nitratos de las aguas continentales. Generalitat valenciana. Consellería de medio ambiente. Valencia.

TIM, U.S.; JAIN, D.; LIAO, H., (1996). Interactive modeling of ground-water vulnerability within a geographic information system enviromnent. Groundwater, 4:618-627.

TIM, U.S. (1996). Coupling vadose zone models with GIS: Emerging trends and potential bottlenecks. J Environ Quality, 25:535-544.

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS CON NITRATO PROCEDENTE DE ACTIVIDADES AGRÍCOLAS. CONSECUENCIAS EN EL ABASTECIMIENTO URBANO: EL CASO DE VILLANUEVA DE TAPIA (MÁLAGA)

DURÁN VALSERO, Juan José* y VALLEJO ORDÓÑEZ, Mercedes**

(*) Jefe de Proyectos. Instituto Tecnológico Geominero de España
Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID
(**) Técnico Superior. Instituto Tecnológico Geominero de España
Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID

RESUMEN

Las actividades agrícolas desarrolladas en las proximidades de la localidad de Villanueva de Tapia han producido una importante contaminación de las aguas subterráneas, afectando al abastecimiento de la población debido a la presencia de concentraciones de nitrato superiores a las permitidas por la Reglamentación Técnico-Sanitaria (50 mg/l). Los análisis químicos realizados en diversos sondeos, pozos y manantiales han determinado que el problema de la contaminación por nitrato no es un hecho aislado en el entorno del sondeo de abastecimiento, sino que se observa en toda la zona. Aunque la contaminación ya existía al inicio de este estudio en octubre de 1997, en los últimos años se ha producido un aumento considerable en la concentración de nitrato, debido a las especiales condiciones climatológicas de los mismos. Estas han provocado, en primer lugar, un aumento del uso de abonos nitrogenados para compensar la pérdida de productividad debida a la sequía del ciclo anterior; además, el actual período húmedo ha propiciado un rápido lavado del nitrato acumulado en la zona no saturada durante el ciclo seco. Sin embargo, en las sectores más próximos a la Sierra del Pedroso, que constituye el área de recarga local más importante y en la que los cultivos están ausentes, las concentraciones de nitrato son más bajas, produciéndose un aumento progresivo hacia las áreas más alejadas, en función de la hidrodinámica del acuífero kárstico.

Palabras Clave: *Abastecimientos urbanos, Acuíferos kársticos, Agricultura, Contaminación, Nitrato.*

INTRODUCCIÓN

La localidad de Villanueva de Tapia, situada al norte de la provincia de Málaga (España), tiene una población de unos 1600 habitantes. Se abastece de aguas subterráneas, que proceden, fundamentalmente, de un sondeo en un pequeño afloramiento de calizas jurásicas situado al sur de la localidad, ya en el término municipal de Archidona. Este sondeo fue realizado por el ITGE en 1983, en el marco del Plan Nacional de Abastecimientos de Agua a Núcleos Urbanos. La actividad económica de la zona se centra en la agricultura, tanto de regadío como de secano, siendo el olivo el cultivo que ocupa una mayor superficie. El agua empleada en esta actividad es también de origen subterráneo, siendo, por tanto, las aguas subterráneas utilizadas tanto para abastecimiento urbano como para uso agrícola.

El relieve de la zona es suave y alomado, con excepción de áreas más elevadas que constituyen sierras de pequeña entidad (900-1000 m s.n.m.). Las más cercanas al municipio son Arcas, Campo Agro, Archidona, Pedroso y El Morrón, siendo las dos últimas las que se encuentran en el entorno más próximo de la zona de estudio. Dicha zona se sitúa sobre la divisoria que separa la Cuenca del Guadalquivir (Genil) y la Cuenca Sur (Alto Guadalhorce). Esta divisoria se encuentra en los puntos más altos de las Sierras de El Pedroso y de Arcas, dejando las de Archidona y el Morrón en la Cuenca Sur, y la de Campo Agro en la del Guadalquivir. Los cursos superficiales son poco importantes y de carácter estacional, vertiendo en el norte hacia el río Genil, afluente del Guadalquivir, y hacia el sur al río Guadalhorce. El principal curso de agua que atraviesa la zona es el arroyo de la Negra, al este del Morrón, dentro de la Cuenca Sur.

GEOLOGÍA DEL ENTORNO

El área estudiada pertenece al ámbito de la Cordillera Bética, dentro del dominio estructural de la Zona Externa, constituida por materiales mesozoicos y terciarios (Trías-Mioceno Inferior), fundamentalmente de naturaleza margosa y carbonatada. En este área, al igual que en otros puntos de la Zona Externa, se alternan los fuertes relieves carbonatados con depresiones en las que predominan los materiales de naturaleza margosa. Concretamente, en el entorno de Villanueva de Tapia afloran materiales del Subbético Medio, de carácter acusadamente margoso, con algunos tramos carbonatados, que dan lugar a los relieves que constituyen las sierras de El Pedroso y El Morrón. La edad de estos materiales es Jurásico Inferior, fundamentalmente Lías (ITGE, 1990). La serie estratigráfica comienza con un importante paquete carbonatado, constituido por dolomías que pasan gradualmente a calizas. Sobre ellas aparecen materiales del Lías Superior-Dogger Inferior, representados por un tramo margoso. El Malm está constituido por un paquete de margas y margocalizas con sílex. El armazón de la Sierra del Pedroso está conformado por materiales del Jurásico Inferior (Lías inferior y medio) y la Sierra del Morrón del Jurásico Inferior-Medio. En general, estos materiales se encuentran muy fracturados, plegados y escamados, lo que condiciona en gran medida el comportamiento hidrogeológico, dando lugar a acuíferos aislados y limitados por materiales más o menos impermeables. La Sierra del Pedroso es un anticlinal con una dirección NNO-SSE, anómala en el contexto regional (ITGE, 1990). Sobre la serie mesozoica se sitúan los materiales cuaternarios, constituidos por depósitos aluviales, formaciones de piedemonte y arcillas de decalcificación. Estas últimas son el resultado de los procesos kársticos que se desarrollan en las calizas y dolomías, y cuyos resultados se pueden observar en diversas morfologías. Entre ellas

destaca el polje conocido como los Llanos, situado al este de la Sierra del Pedroso, cuyo drenaje se produce de forma subterránea a través de un sumidero, en la actualidad retocado artificialmente. Periódicamente, el fondo de esta depresión se inunda, coincidiendo con los momentos de precipitaciones intensas.

CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS

La zona de estudio está incluida en la Unidad Hidrogeológica Pedroso-Arcas, situada sobre la divisoria de la Cuenca Alta del Guadalquivir y la Cuenca Sur. Esta unidad tiene una superficie permeable de unos 38,31 Km^2 (DGOH-CHG, 1994) distribuidos en cuatro subunidades independientes (Pedroso-Arcas, Archidona, Campo Agro y El Morrón), que se distribuyen entre las provincias de Granada, Córdoba y Málaga. Hidrogeológicamente, la unidad funciona en líneas generales como un acuífero libre por fisuración, fracturación y karstificación en las zonas de afloramientos de los carbonatos del Lías Inferior y Medio. La recarga de la unidad procede exclusivamente de la infiltración producida a partir del agua de lluvia (650-750 mm/año) que cae directamente sobre los afloramientos de materiales permeables. La descarga se realiza fundamentalmente por las extracciones y a través de los manantiales, aunque no son descartables algunas salidas ocultas o transferencias a otras unidades.

Evolución de los niveles piezométricos en la Unidad Hidrogeológica Pedroso-Arcas

La Unidad Hidrogeológica Pedroso-Arcas ha presentado fuertes variaciones del nivel freático durante el período comprendido entre 1985-1996, con un valor medio de oscilación de 12 m en el conjunto de la unidad. En dicha evolución se pueden observar varios ciclos de carácter estacional, aunque dichos ciclos se encuentran, generalmente, modificados por la existencia de períodos secos y/o húmedos. Durante los años 1988 y 1989 se produjo un descenso de los niveles, cuya recuperación comenzó a finales de este último año, como consecuencia de las importantes precipitaciones caídas en ese momento. Desde principios de 1990 y hasta finales de 1995 se produjo un período seco, que dio lugar a una tendencia descendente de carácter regional de los niveles piezométricos, a pesar de las variaciones estacionales. A finales de 1995, se inició un período húmedo, con importantes precipitaciones, que tuvieron un claro reflejo en el ascenso rápido de los niveles, unos 12 m durante 1996 en el conjunto de la unidad.

Funcionamiento hidrológico de la zona de estudio

La evolución de los niveles piezométricos en el sector de Villanueva de Tapia se puede seguir con cierto detalle en un sondeo de la red de control piezométrico situado en la Unidad Hidrogeológica Pedroso-Arcas, concretamente el punto 144230035 del inventario de Puntos de Agua del ITGE, conocido como fuente de la Encina y que corresponde al punto VT-11 de este estudio. En la evolución piezométrica de este punto en los últimos años (1995-1997) se refleja el final del último ciclo seco y el comienzo del actual ciclo húmedo, con una subida neta del nivel freático de 16 m. En octubre de 1997 se midieron en otros 13 puntos de las proximidades del núcleo urbano, las cotas del nivel freático. El mapa de isopiezas realizado con estos datos (Fig. 1) refleja una

dirección general del flujo O-E, con el nivel más alto en el punto VT-7 (860 m s.n.m) y el más bajo (655 m s.n.m.) en el punto VT-2. En el sur de la zona, donde se encuentra situado el sondeo de abastecimiento (VT-1), las isopiezas más elevadas se encuentran en el área de recarga correspondiente a la Sierra del Pedroso, desde donde descienden en varias direcciones, siguiendo la estructura de domo anticlinal de dicha sierra. Hacia el noreste, atravesando la zona de los Llanos, y hacia el sureste, hasta llegar a la zona del sondeo de abastecimiento y a una zona de surgencia difusa que constituye el nacimiento del arroyo de la Negra.

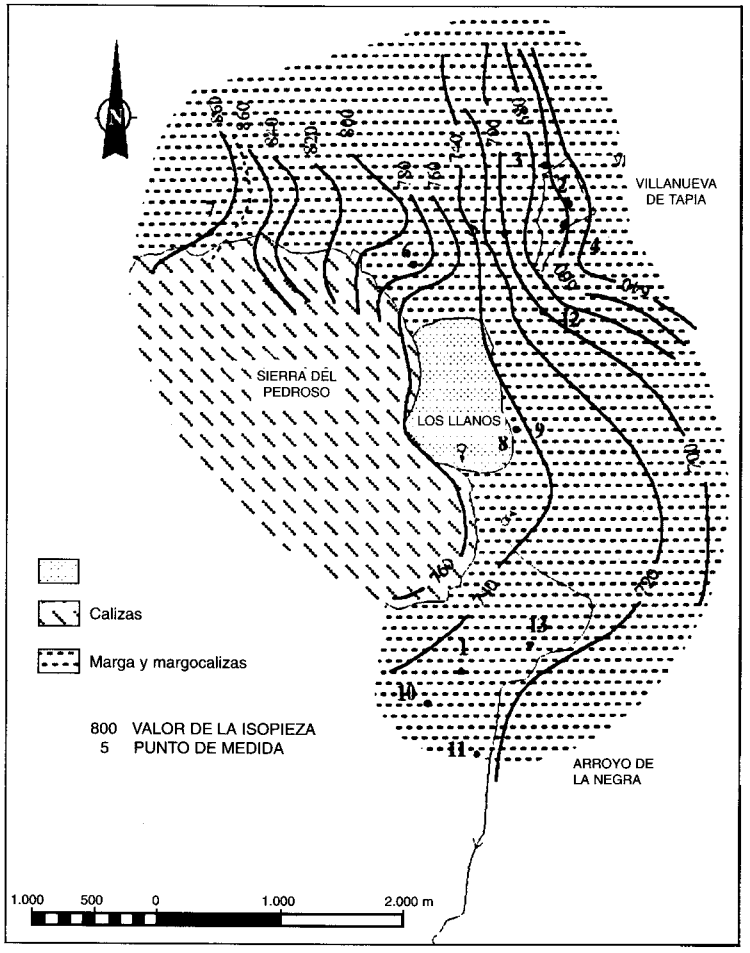


Figura 1.- Mapa de isopiezas en el entorno de Villanueva de Tapia.

3.- HIDROGEOQUÍMICA

Las facies hidroquímicas de las muestras analizadas en las proximidades de Villanueva de Tapia son bicarbonatadas cálcicas (excepto la muestra VT-13 con facies sulfatadas cálcicas), como en el conjunto de la Unidad Hidrogeológica Pedroso-Arcas. En general, las muestras presentan un quimismo bastante similar, con porcentajes análogos en los iones principales. La conductividad eléctrica obtenida es media-alta, por encima del intervalo predominante en la Unidad (400-600 s/cm)

con una media de 636,3 s/cm, y valores máximo y mínimo de 775 y 530 s/cm en los puntos VT-7 y VT-6, respectivamente (Tabla 1). En cuanto a la contaminación por compuestos nitrogenados, es relativamente importante en el conjunto de la unidad, habiéndose estimado en base a la carga contaminante de nitrógeno suministrado, un contenido medio 17 mg/l de nitrato, procedente en su mayor parte de la agricultura. La evolución del nitrato en dicha unidad durante el período 1989-1996 presenta una oscilación de la concentración de nitrato entre 10 y 25 mg/l, según los datos disponibles en el ITGE.

	VT-1	VT-2	VT-3	VT-4	VT-5	VT-6	VT-7	VT-8	VT-12	VT-13	VT-14
CONDUCT	632	677	607	598	634	530	775	544	693	734	575
pH	7,4	7,4	7,7	7,5	7,3	7,5	7,3	8	7,4	7,7	8
D.Q.O.	0,7	0,9	0,7	0,7	0,8	1,3	0,7	1,2	1	1,1	1
SILICE	12,2	15	17	14	13	14	14	12,9	13,9	17,6	17
CLORURO	27	15	13	15	12	11	31	22	17	13	14
SULFATO	42	41	27	21	38	15	102	15	53	221	32
BICARB.	276	325	293	315	310	287	285	312	276	179	254
NITRATO	**72**	**82**	**78**	**54**	**76**	**43**	**66**	**26**	**112**	**56**	**78**
NITRITO	<0,05	0	0	0	0	0,1	0	0,07	0	0	0
AMONIO	<0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FOSFATO	<0,05	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0
SODIO	13	9	11	12	5	7	7	17	7	16	9
POTASIO	1	2	0	1	0	3	1	2	1	1	1
CALCIO	121	141	117	129	132	99	155	87	141	145	111
MAGNESIO	13	11	13	4	13	11	14	21	12	17	11

Tabla 1. Resultados de los análisis químicos realizados en el entorno de Villanueva de Tapia (Octubre/1997). (Las unidades son mg/l, excepto la conductividad eléctrica que se expresa en µs/cm).

Evolución de la concentración de nitrato

No se conoce cuál ha sido la evolución del contenido en nitrato en el actual sondeo de abastecimiento desde su construcción (1983), disponiéndose únicamente de dos datos anteriores a 1997. Uno de ellos corresponde a un análisis químico realizado por la Junta de Andalucía en 1986, en el que la concentración de nitrato era de 36 mg/l. El otro dato se ha obtenido de un informe farmacéutico realizado en 1989, en el que se considera a estas aguas como potables, por lo que se puede suponer que tampoco llegaban al límite de nitrato permitido por la legislación, aunque se desconoce el valor exacto. El resto de los datos disponibles proceden de análisis realizados por la Junta de Andalucía, el Ilustre Colegio Oficial de Farmacéuticos (I.C.O.F.) y el ITGE, durante 1997 y 1998, en los que la concentración de nitrato supera los 50 mg/l.

Por otro lado, las concentraciones de nitrato en junio de 1991 se encontraban por debajo de los 50 mg/l permitidos en los puntos VT-4, VT-5 y VT-12, todos ellos con valores muy similares (ITGE, 1990-92). En todos ellos se superó este límite en octubre de 1997, con valores muy dispa-

res, habiéndose producido distintos aumentos en cada uno de ellos a pesar de encontrarse relativamente próximos (Fig. 2). Cabe destacar el punto VT-12, cuya concentración de nitrato era de 36 mg/l en 1991 (ITGE, 1997), habiendo aumentado 76 mg/l en tan sólo seis años. En el punto VT-5 se realizaron dos análisis más por parte del I.C.O.F, en septiembre de 1997 y en enero de 1998, con 81,2 y 97,2 mg/l de nitrato, respectivamente.

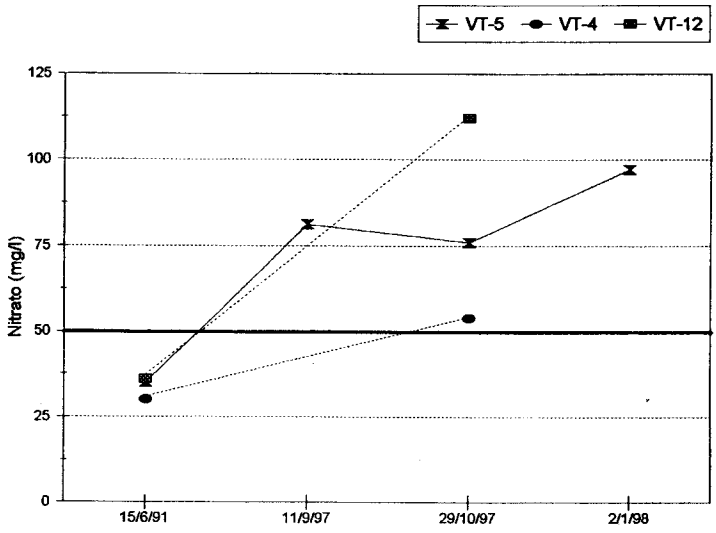


Figura 2.- Evolución de la concentración de nitrato en los puntos VT-4, VT-5 y VT-12.

Situación actual del contenido en nitrato

A partir de las concentraciones de nitrato medidas en octubre de 1997, se puede observar que la contaminación ha alcanzado prácticamente toda la zona dedicada a actividades agrícolas, pudiendo analizarse la distribución espacial del contaminante en el mapa de isonitratos realizado (Fig. 3). Excepto dos de los puntos muestreados, VT-6 y VT-8, con 43 y 26 mg/l, respectivamente, todos los demás superan el contenido en nitrato permitido por la legislación. Así, el entorno de estos puntos presenta las menores concentraciones de nitrato, sobre todo en la zona de los Llanos, en las proximidades del área de recarga de la Sierra del Pedroso. Por el contrario, la zona que presenta las mayores concentraciones de nitrato corresponde al entorno más cercano al municipio, con un máximo en el punto VT-12 (112 mg/l). En general, el contenido de nitrato aumenta al disminuir la cota del nivel piezométrico, como respuesta a la evolución de las aguas subterráneas, de manera que las mínimas concentraciones de contaminante se encuentran más cerca de las zonas de recarga, mientras que los valores más elevados se encuentran en los puntos más alejados de la misma. Esto no ocurre en el punto VT-7, cuya cota es la más elevada y, sin embargo, presenta un contenido en nitrato mayor que otros puntos cuyas cotas del nivel freático están por debajo de la de aquel. Esto podría ser debido a la existencia de un foco puntual de contaminación muy cercano y a la ubicación en sus proximidades de una divisoria de aguas subterráneas que desplazaría dicha contaminación hacia el noroeste.

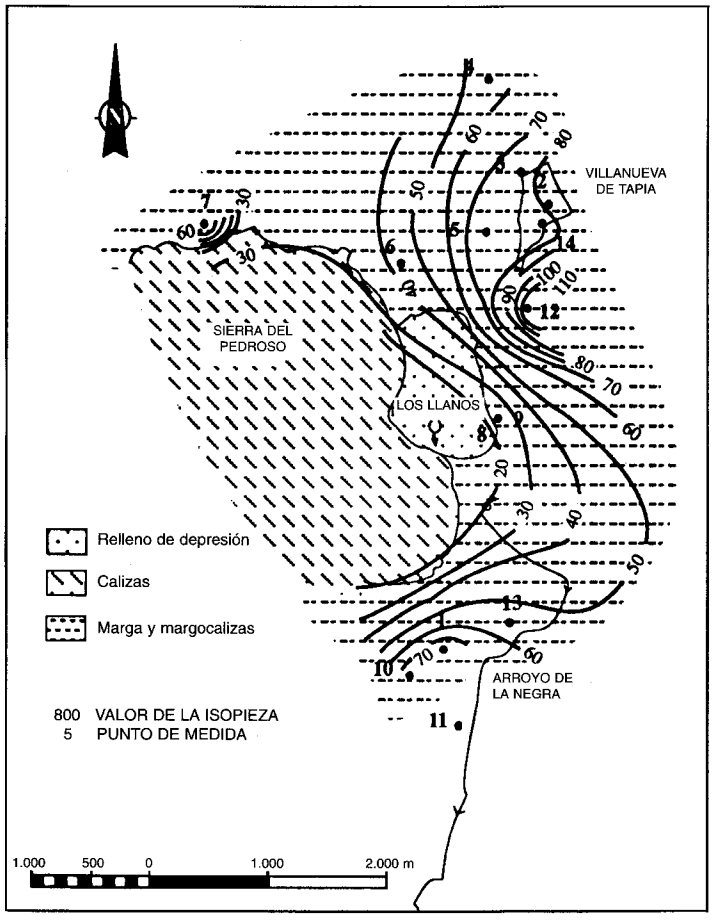


Figura 3.- Evolución de la concentración de nitrato en los puntos VT-4, VT-5 y VT-12.

Por otro lado, el aumento del contaminante no se produce de forma homogénea en todas las direcciones. Existen un aumento rápido en sentido E-O (hacia el núcleo urbano) en la zona norte, y en sentido N-S (hacia el sondeo de abastecimiento), en la zona sur. Esto se debe al exceso de abonado con el fin de aumentar la productividad durante el período seco, acumulándose el nitrato en la zona no saturada, que, posteriormente, durante el actual período húmedo, ha sido arrastrado por las aguas de infiltración. De este modo, los valores más elevados se producen durante los períodos húmedos, mientras que los más bajos coinciden con los períodos secos (PACHECO & CABRERA, 1997). Sin embargo, desde la zona sur de la Sierra del Pedroso y hacia el sureste y el noreste, el aumento se produce más lentamente, desde los Llanos y en las proximidades del punto de drenaje del polje, donde la contaminación es mínima. Esto puede ser debido al reducido espesor de los materiales cuaternarios y a la karstificación de los carbonatos infrayacentes que favorece el rápido desplazamiento del contaminante (GÁMEZ *et al.*, 1996) hacia zonas más alejadas, siendo la contaminación menor en esos puntos. En cuanto a la relación del nitrato con el espesor saturado en el caso de pozos y sondeos, la concentración de este ión aumenta cuando lo hace el espesor, ya que el nitrato no es un elemento que sea retenido por el suelo, permaneciendo únicamente cuando no se produce infiltración. De este modo, en aquellas zonas en las que el espesor no saturado es mayor,

se ha acumulado una mayor cantidad de nitrato durante la sequía, que posteriormente ha sido arrastrado durante el actual período húmedo.

Otros compuestos nitrogenados

En octubre de 1997 se midieron en los puntos VT-6 y VT-8 concentraciones de nitrito de 0,06 y 0,07 mg/l, respectivamente, valores relativamente importantes, ya que se encuentran próximos al límite permitido por la Reglamentación Técnico-Sanitaria (0,1 mg/l). En los análisis de 1991 se detectaron concentraciones de nitrito por encima de dicho límite, así como presencia de amonio (ITGE, 1993), aunque en este caso ningún punto superaba el límite establecido por la legislación (0,5 mg/l). En el análisis realizado por la Junta de Andalucía en el sondeo de abastecimiento en 1986, también se detectó nitrito, con un valor cuatro veces superior al permitido por la legislación vigente (0,4 mg/l). La presencia de nitrito podría ser un indicador de condiciones reductoras, aunque parcialmente, si no se detecta el ión amonio.

CONCLUSIONES

Las actividades agrícolas desarrolladas en el entorno del sondeo de abastecimiento de Villanueva de Tapia han producido una importante contaminación de las aguas subterráneas, cuya concentración en nitrato supera los límites establecidos por la Reglamentación Técnico Sanitaria para los abastecimientos urbanos. Esto ha provocado importantes consecuencias en tanto en cuanto el abastecimiento de dicha localidad se realiza a partir de dichas aguas subterráneas, al no presentar éstas en la actualidad una calidad adecuada para dicho uso.

La distribución del contaminante en toda el área estudiada responde al funcionamiento hidrodinámico del acuífero. En el área de recarga de la Sierra del Pedroso constituida por materiales acuíferos karstificados, no existen potenciales focos de contaminación agrícola, ya que no existen cultivos. En el entorno constituido por materiales semipermeables y con alta actividad agrícola, aparecen concentraciones elevadas de nitrato. Los valores más bajos si sitúan en las zonas más próximas al área de recarga, y van aumentando a medida que lo hace la distancia a la misma. Además, en aquellos puntos en los que la karstificación está más desarrollada (presencia de polje) la velocidad de circulación hace que el contaminante se desplace rápidamente hacia zonas más alejadas, siendo la contaminación mayor a medida que aumenta la distancia a estos puntos.

Por otro lado, aunque la contaminación ya existía en la zona desde hace años, se ha mantenido por debajo de los límites establecidos por la legislación vigente, por lo que no ha sido motivo de preocupación por parte de los organismos competentes. Sin embargo, es durante el actual período húmedo cuando se agrava la situación del acuífero debido a la influencia de los factores climáticos. En primer lugar, el período de sequía sufrido en la zona durante los años 1990-1995 hizo aumentar las cantidades de abono utilizadas para compensar la pérdida de productividad por la sequía, a la vez que aumentaban las extracciones de agua subterránea, descendiendo los niveles freáticos y aumentando, por tanto, el espesor de la zona no saturada. La ausencia de infiltración provocó una acumulación del nitrato procedente de los abonos en dicha zona no saturada. Con la llegada del actual período húmedo a partir de 1996, todo el nitrato acumulado fue arrastrado por las aguas de

infiltración y directamente por las aguas subterráneas debido al ascenso de los niveles piezométricos hasta zonas con una elevada acumulación de nitrato (GARCÍA ARÓSTEGUI *et al.*, 1996), como consecuencia del aumento de la recarga por las mayores precipitaciones. Esto provocó un aumento generalizado del contenido en nitrato en las aguas subterráneas, que se hizo más patente en aquellos puntos más alejados de las zonas de recarga y que presentaban un mayor espesor de la zona no saturada, a la vez que se encontraban situadas en la zona de cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Al personal del Ayuntamiento de Villanueva de Tapia por la información facilitada sobre los análisis químicos realizados con anterioridad, así como por la ayuda sobre el terreno para la localización de algunos de los puntos muestreados. También queremos agradecer las facilidades dadas por el ITGE para la realización de esta comunicación, aunque aquí se expresa exclusivamente la opinión de los autores, pudiendo esta no corresponder con la institucional. Igualmente, agradecemos a Loreto Fernández el aporte de datos de estudios regionales realizados en la provincia de Málaga y la revisión crítica del original.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

D.G.O.H. - C.H.G. (1994).- *Estudio de normas de explotación de las unidades hidrogeológicas 01, 08, 13, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 38, 43, 44, 45, 46, 48, 49, 53, 60, 61, 62 y 63 en la Cuenca del Guadalquivir. (Varias provincias) U.H. 05.38 Pedroso-Arcas.*

GÁMEZ, J.A.; PULIDO BOSCH, A.; MORELL, I.; LÓPEZ CHICANO, M. y CHERIF, L. (1996). Evolución espacial y temporal del contenido en nitratos en el polje de Zafarraya (Granada). *IV Simposio sobre el agua en Andalucía,* vol. II: 269-274.

GARCÍA ARÓSTEGUI, J.L.; HIDALGO ESTÉVEZ, M.C. y CRUZ SAN JULIÁN, J.J. (1996). Estimación de los aportes anuales de nitrógeno al acuífero del Río Vélez (Málaga). *IV Simposio sobre el agua en Andalucía*, vol. II: 275-283

ITGE (1990). *Mapa Geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja nº 1024. Archidona.*

ITGE (1990). *Mapa Geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja nº1007. Rute.*

ITGE (1993). *Evaluación del impacto de la contaminación por especies nitrogenadas sobre abastecimientos urbanos situados en áreas de alto grado de afección (1990-91-92). Provincia de Málaga.* Informe inédito.

ITGE (1997). *Contenido en nitratos de las aguas subterráneas en España. Cuenca del Guadalquivir.* 112 pp.

PACHECO, J. y CABRERA, A. (1997). Groundwater contamination by Nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Hidrogeology Journal*, vol. 5, nº 2: 47-52.

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN EL ACUÍFERO DE VÉLEZ (MÁLAGA)

GARCÍA-ARÓSTEGUI, José L.*; HIDALGO ESTÉVEZ, Mª Carmen y CRUZ- SANJULIÁN, Javier***

(*) Instituto del Agua. Univ. de Granada. Rector López-Argüeta, s/n. 18071 GRANADA
(**) Dpto. Geología. E.U.P. Linares. Univ. de Jaén. Alfonso X El Sabio, 28
23700 LINARES (JAÉN)

RESUMEN

La utilización de fertilizantes sobre los 20 km^2 de la vega de los ríos Vélez y Benamargosa (comarca de la Axarquía, Málaga) resulta excesiva y ha causado la degradación de la calidad de las aguas subterráneas de la unidad hidrogeológica subyacente (acuífero de Vélez), ya que supone un aporte de nitrógeno a los cultivos estimado en unos 400 kg/ha/año. Esta cifra representa el 86% del volumen total de entradas de nitrógeno al sistema, aplicado en su mayor parte entre los meses de noviembre y abril. Durante los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95, caracterizados por una sequía prolongada que culminó en noviembre de 1995, se ha realizado un seguimiento mensual de la calidad química de las aguas subterráneas en 36 puntos del acuífero. En el 60% de las muestras analizadas se superan los 50 mg/l de NO_3^-, con un contenido medio de 85 mg/l para el periodo considerado, si bien se llegan a medir concentraciones puntuales superiores a 400 mg/l. El balance de nitratos del sistema y su evolución temporal hacen pensar que una parte importante del nitrógeno aplicado a los cultivos se encontraba en la zona no saturada fuera del alcance de las plantas.

Palabras clave: *contaminación agrícola, nitratos, balance de nitrógeno, acuífero de Vélez.*

INTRODUCCIÓN

La explotación de los recursos hídricos del acuífero cuaternario de los ríos Vélez y Benamargosa ha potenciado el desarrollo económico de la comarca de la Axarquía, basado en la agricultura y el turismo. Sobre los depósitos aluviales y deltaicos de este acuífero detrítico se asienta una fértil vega en la que se desarrollan cultivos hortícolas intensivos y productos subtropicales (aguacate, fundamentalmente). En torno al 60% del volumen de agua utilizado para riego procedía,

hasta hace unos años, del bombeo en más de 400 pozos y sondeos distribuidos por todo el acuífero. También los municipios de Vélez Málaga, Benamargosa y Benamocarra se abastecían de las aguas subterráneas.

Tras la construcción a finales de los 80 del embalse de La Viñuela, situado en la cabecera de la cuenca del río Vélez, el régimen hidrológico de este acuífero se ha visto sensiblemente modificado, ya que el 99% de su recarga procedía de la infiltración de la escorrentía superficial. Esta situación, unida a la importante sequía registrada durante el periodo 1990-1995, ha provocado un considerable deterioro de la calidad de las aguas, manifestado en un incremento generalizado del contenido en nitratos y en el progreso de la intrusión marina en el sector costero del acuífero (GARCIA-ARÓSTEGUI *et al.*, 1996a y 1996b).

Durante el periodo comprendido entre octubre de 1993 y julio de 1995 se ha llevado a cabo un control mensual de la calidad química de las aguas subterráneas en 36 puntos del acuífero, distribuidos sobre los dos sectores que lo configuran: el sector aluvial y el sector deltaico. En este trabajo se analiza la evolución espacial y temporal del contenido en nitratos de las aguas, así como el balance medio de entradas y salidas de nitrógeno al sistema acuífero.

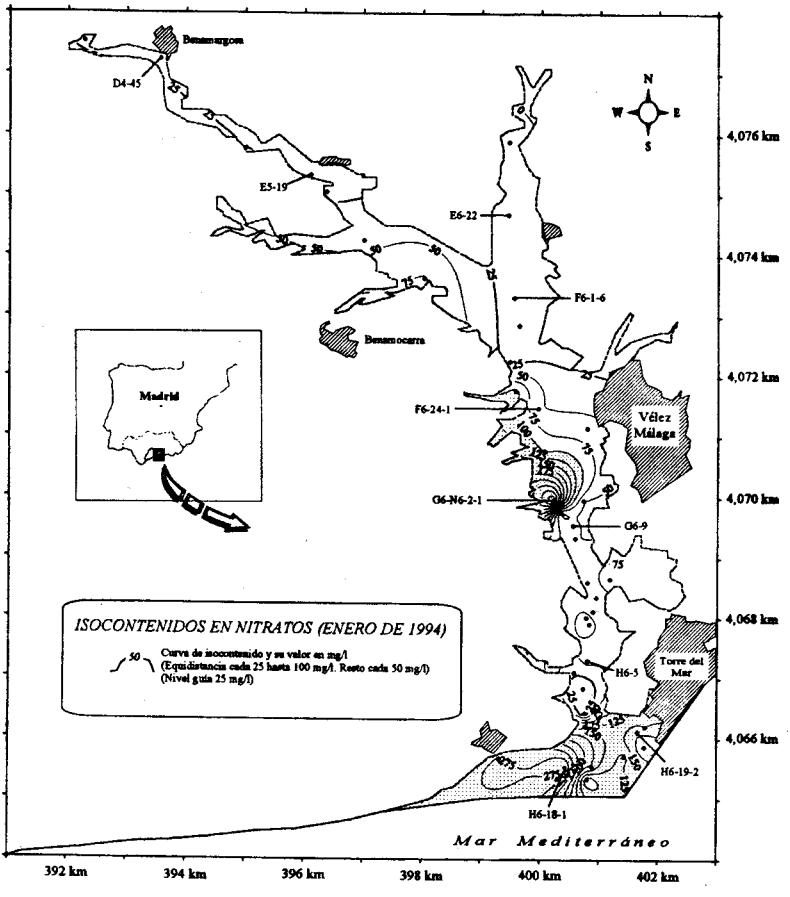


Figura 1.- Mapa de isocontenidos en nitratos en el acuífero de Río Vélez (enero de 1994)

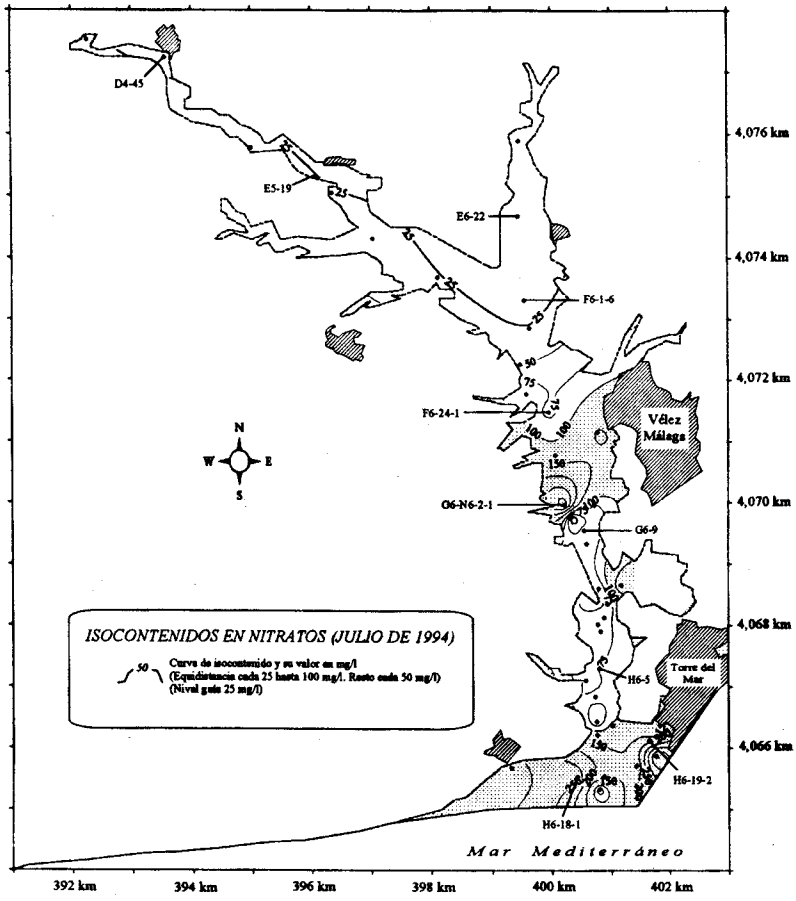


Figura 2.- Mapa de isocontenidos en nitratos en el acuífero de Río Vélez (julio de 1994)

CONTENIDO EN NITRATOS DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La distribución espacial de los contenidos en nitratos en las aguas subterráneas se muestra en los mapas de las figuras 1 y 2. Se han elegido dos meses, enero y julio de 1994, que corresponden a situaciones de aguas altas y aguas bajas, respectivamente. En ambos gráficos se han señalado con una trama de puntos los sectores donde los contenidos en ión nitrato superan 100 mg/l, cifra que comienza a plantear problemas en determinados cultivos.

Los sectores aguas arriba de la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa son los que registran los contenidos más bajos en nitratos (en torno a 25-50 mg/l). Aguas abajo, en la zona central del acuífero, el contenido en ión aumenta considerablemente: en enero de 1994 superaba en todo este sector el valor de 50 mg/l (figura 1) y en julio de este mismo año llega a situarse de forma casi generalizada por encima de 100 mg/l (figura 2). Este aumento del contenido en nitratos de las aguas subterráneas fue especialmente importante en la margen derecha del río, zona de actividad agríco-

la muy intensa, en la que se detectaron valores puntuales superiores a 300 mg/l de NO_3^-. Aguas abajo de esta zona el contenido en nitratos del sector aluvial desciende sustancialmente, con valores entre 25-50 mg/l en periodos de aguas altas y en torno a 75 mg/l en los meses de estiaje. El valor medio estimado para todo el sector aluvial es de 60 mg/l, aunque presenta un coeficiente de variación muy elevado.

Los contenidos en nitratos de las aguas subterráneas del sector deltaico son aún mayores que en el sector aluvial. El deterioro de la calidad del agua es tan marcado que los valores mínimos detectados corresponden a 100-125 mg/l de nitratos, con un contenido medio de 170 mg/l y un valor máximo de 425 mg/l.

En las figuras 3a y 3b se ha representado la evolución temporal del contenido en nitratos en dos puntos del sector aluvial: el primero está situado ligeramente aguas abajo de la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa (punto F6-24-1 en la fig.1) y el segundo en el sector central (punto G6-N6-2-1). Mientras que en el primer caso se observa una tendencia a la estabilización del contenido en nitratos en torno a 50 mg/l, en el segundo los valores se sitúan próximos a 300 mg/l y con una ligera tendencia ascendente. La figura 3c corresponde a un pozo localizado en el sector deltaico (punto H6-19-2): en este caso, los meses con menor contenido en ión nitrato coinciden con aquellos en los que se registra un incremento del contenido en ión cloruro, y el rango de distribución de los valores es más amplio que en los ejemplos anteriores (entre 125 y 350 mg/l de nitratos).

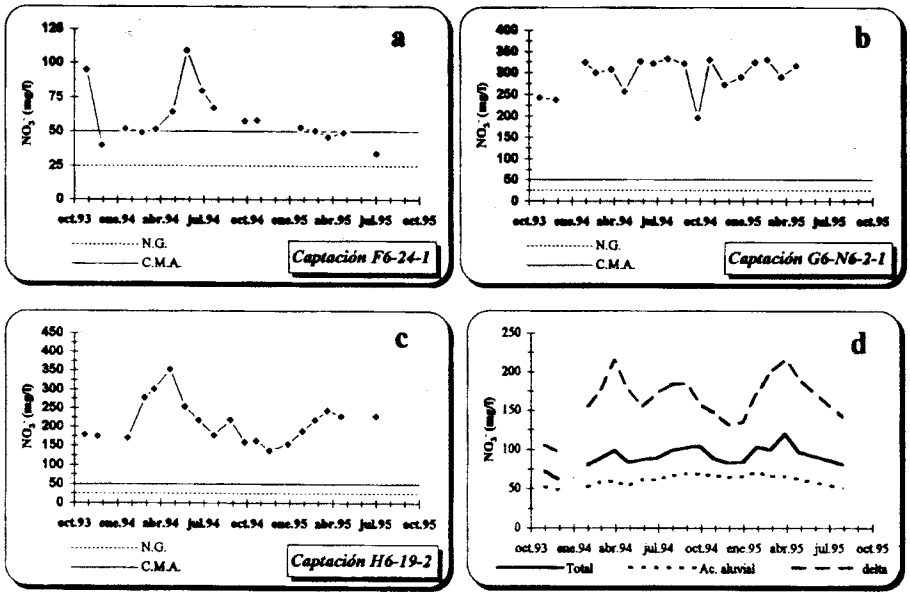


Figura 3.- Evolución temporal del contenido en nitratos en el acuífero de Vélez. a) captación localizada aguas abajo de la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa; b) captación en el sector central; c) captación del sector deltaico; d) valores medios para el periodo 1993-1995.

Desde octubre de 1993 a julio de 1995, el contenido medio de ión nitrato en las aguas subterráneas del sector aluvial experimentó tan sólo un ligero ascenso (figura 3d). En el sector deltaico, sin embargo, se observan fuertes oscilaciones de este parámetro, que se asocian a variaciones en el grado de salinización de las captaciones. En los meses de marzo de 1994 y 1995 se registran los valores máximos para el contenido medio en nitratos en el sector deltaico del acuífero, en tanto que en el sector aluvial el mayor valor corresponde a enero de 1995.

ENTRADAS Y SALIDAS DE NITRÓGENO EN EL ACUÍFERO

El volumen de nitrógeno aportado sobre la superficie del acuífero detrítico del río Vélez durante los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 ha sido de 914 t y 867 t, respectivamente. Menos del 1% de este aporte tiene un origen natural, ligado al contenido de nitrógeno en la precipitación. La mayor parte resulta ser de origen antrópico, procedente de una aplicación excesiva de fertilizante, con dotaciones medias de 400 kg N/ha/año (786 t/año de nitrógeno, 86% del volumen total), y de la infiltración de los efluentes líquidos urbanos vertidos directamente al cauce del río (23 t/año) (GARCÍA-ARÓSTEGUI *et al.*, 1996c). También se han considerado las entradas superficiales a través de los ríos, estimadas en 41 t en 1993/94 y en 0,8 t en 1994/95. Se estima que otras posibles fuentes antrópicas que aportarían nitrógeno al sistema (vertidos industriales, actividades ganaderas, residuos de cosechas, entre otros) tienen poca relevancia en la zona de estudio. Por último, la fijación biológica de nitrógeno atmosférico supone unos aportes medios de 51 t/año (fijación de unos 25 kg N/ha/año, SANCHÍS, 1991).

Entre las salidas de nitrógeno del sistema, una de las pérdidas principales se debe a la desnitrificación. La cuantificación de la desnitrificación es uno de los cálculos con mayor incertidumbre en el balance del nitrógeno. De modo tentativo, en este trabajo se ha considerado que el 10% del nitrógeno total suministrado se escapa a la atmósfera (SANCHÍS, op. cit.), por lo que las salidas por este concepto ascienden a 91 t en el año 1993/94 y se cifran en 87 t durante 1994/95.

La cantidad de nitrógeno extraído por los cultivos depende de la planta cultivada y del rendimiento de la cosecha, por lo que puede oscilar entre 50 y 250 kg/ha/año (FUENTES-YAGÜE, 1994). Si se considera un valor medio de 150 kg N/ha/año, la salida anual de nitrógeno en el acuífero de Vélez debidas a las necesidades de los cultivos es de 306 t.

Por último, la cuantificación de las salidas de nitrógeno por bombeo de las aguas subterráneas requiere conocer el volumen total extraído y el porcentaje del mismo destinado a riego sobre el propio acuífero. La diferencia entre ambos es el volumen neto de extracciones, que se estima en 25 hm^3 en el año 1993/94 y en 14 hm^3 para el año 1994/95. Si se consideran los contenidos medios en nitrógeno de las aguas subterráneas para estos dos años (20 mg/l y 22 mg/l, respectivamente, calculados a partir del contenido medio en nitrato, nitrito y amonio), se obtienen unas salidas netas de nitrógeno por bombeo de 500 t para el año 1993/94, en tanto que en 1994/95 se cifran en 304 t.

CONCLUSIONES

El contenido medio en nitratos de las aguas subterráneas del acuífero detrítico del Río Vélez se ha situado por encima de 50 mg/l durante todo el periodo comprendido entre octubre de 1993 y

julio de 1995. Las zonas más afectadas por esta contaminación asociada a la aplicación de elevadas dosis de fertilizantes son los sectores central y deltaico del acuífero, en los que frecuentemente se alcanzan contenidos superiores a 100 mg/l de NO_3^-.

En el año hidrológico 1993/94 el balance de nitrógeno resultante (914 t de entradas y 897 t de salidas) era ligeramente positivo, con un valor de 17 t. Esta cifra contrasta considerablemente con el valor de 170 t obtenido para 1994/95, diez veces mayor que el anterior (867 t de entradas y 697 t de salidas).

Pese al considerable exceso de nitrógeno introducido en este último año, el contenido medio en nitratos de las aguas subterráneas experimentó un incremento moderado. Dado que las precipitaciones registradas durante los años 1993/94 y 1994/95 fueron muy escasas, cabe suponer que este comportamiento responde a una baja tasa de lixiviación durante el periodo de control. Por tanto, este "excedente" de nitrógeno introducido en el sistema habría quedado retenido en el suelo, bien al alcance del sistema radicular de las plantas o en la zona no saturada fuera del alcance de éste. Estos resultados concuerdan con el hecho de que tras las importantes lluvias caídas en el año 1995/96 se produjo un notable incremento del contenido en nitratos de las aguas subterráneas, efecto que cabe suponer se debe al lixiviado del nitrógeno acumulado durante el año anterior en la zona no saturada.

REFERENCIAS

FUENTES-YAGÜE, J.L. (1994). *El suelo y los fertilizantes*. Eds. M.A.P.A.-I.R.Y.D.A.-Mundi-Prensa, Madrid, 238 p.

GARCÍA-ARÓSTEGUI, J.L., CRUZ-SANJULIÁN, J.J., HIDALGO, M.C. y CARRASCO, F. (1996a). Deterioro de la calidad de las aguas subterráneas en el acuífero del Río Vélez en el periodo 1985-1994 (Málaga, España). *Geogaceta,* 20 (6): 1277-1280.

GARCÍA-ARÓSTEGUI, J.L., HIDALGO, M.C. y CRUZ-SANJULIÁN, J.J. (1996b). Impact de l'agriculture sur la qualité des eaux dans un aquifère détritique côtier du sud de l'Espagne (Río Vélez, Málaga). *ESRA'96: L'EAU SOUTERRAINE EN REGION AGRICOLE*, Poitiers, Francia, I (S-3):9-12.

GARCÍA-ARÓSTEGUI, J.L., HIDALGO, M.C. y CRUZ-SANJULIÁN, J.J. (1996c). Estimación de los aportes anuales de nitrógeno al acuífero del Río Vélez (Málaga). *IV Simposio del Agua en Andalucía*, Almería, II: 275- 283.

SANCHÍS, E.J. (1991). *Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, balance y evolución temporal y espacial.* Ed. Diputación de Valencia. 332 p. Valencia.

ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE PLAGUICIDAS EN DIVERSOS ACUÍFEROS DE CATALUÑA

GARRIDO, Teresa*; COSTA, Carme*; FRAILE, Josep*; OREJUDO, Emilio*; NIÑEROLA, Josep M.*; GINEBREDA, Antoni; OLIVELLA, Lourdes** y FIGUERAS, Mercé****

(*) Unidad de Aguas Subterráneas. Junta de Saneamiento. Departamento de Medio Ambiente. Generalitat de Cataluña. Provença 204-208. 08036 BARCELONA
(**) Laboratorio. Junta de Saneamiento. Departamento de Medio Ambiente. Generalitat de Cataluña. Provença 204-208. 08036 BARCELONA

RESUMEN

La utilización de productos plaguicidas constituye un riesgo para la calidad de las aguas subterráneas, debido a la toxicidad potencial de estos compuestos. Con el fin de detectar su presencia en los acuíferos, la Junta de Saneamiento incorporó, a partir de 1994, el análisis periódico de plaguicidas en diversas zonas agrícolas de Catalunya.

En este trabajo se recogen los datos obtenidos desde 1994, que corresponden a un total de 9 zonas con características hidrogeológicas diversas en las que predomina la actividad agrícola. Se han estudiado insecticidas organoclorados, insecticidas organofosforados y herbicidas de la familia de las triazinas.

Del estudio de los resultados obtenidos se desprende que los compuestos plaguicidas suelen aparecer en acuíferos superficiales (cuaternarios o materiales inconsolidados), encontrándose generalmente en concentraciones bajas. Muy pocas muestras superan la concentración máxima admisible establecida por el Reglamento Técnico-Sanitario. Los compuestos detectados con mayor frecuencia pertenecen al grupo de las triazinas, seguidos por los organofosforados y en menor medida los organoclorados.

Palabras Clave: *Contaminación agrícola, plaguicidas, organoclorados, organofosforados, triazinas.*

INTRODUCCIÓN

La aplicación de dosis elevadas de plaguicidas (insecticidas, herbicidas, fungicidas, etc.) suponen un riesgo para la calidad de las aguas subterráneas en las zonas agrícolas, puesto que pueden ser lixiviados hasta alcanzar el nivel freático. La existencia de abastecimientos públicos con aguas subterráneas en zonas agrícolas, junto con la potencial toxicidad que estos compuestos presentan, refuerza el interés por el control de la calidad de las aguas en estas áreas.

A partir de 1994, y dentro del programa de control de calidad de aguas subterráneas, la Junta de Saneamiento incorporó la analítica de plaguicidas en las zonas agrícolas, habiéndose incrementado desde entonces tanto el número de muestras como el de compuestos analizados. Hasta el momento, se han muestreado un total de 9 zonas acuíferas donde la agricultura es la actividad principal. En algunas de ellas, los muestreos se iniciaron en el año 1994 (delta del río Tordera y zona de Lérida) o 1995 (zona de Plana de Vic), mientras que el resto de áreas se muestrearon por primera vez en el 1996.

COMPUESTOS ANALIZADOS Y PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS

Se han estudiado insecticidas organoclorados y sus metabolitos principales, insecticidas organofosforados y herbicidas de la familia de las triazinas. Los compuestos analizados se listan en la Tabla 1.

Tabla 1: Relación de compuestos analizados.

ORGANOFOSFORADOS		ORGANOCLORADOS		TRIAZINAS
forato	Cis-clorfenvinfos	a-hexaclorociclohexano	4,4' - DDE	simazina
diazinón	Trans-clorfenvinfos	hexaclorobenzeno	dieldrín	prometón
Diclofentión	Metidatión	b-hexaclorociclohexano	endrín	atrazina
Metil paratión	Etil bromofos	lindano (g-HCH)	endosulfan II	propazina
fenclorfos	Tetraclorvinfos	d-hexaclorociclohexano	4,4' -DDD	ametrina
fenitrotión	Etión	heptaclor	endrin aldehído	prometrina
malatión	Fosalón	aldrín	endosulfan sulfato	terbutrina
clorpyrifos	Metil azinfos	isodrín	4,4' -DDT	desetil trazina
paratión	Etil azinfos	heptaclor epóxido		
metil bromofos	Coumafos	endosulfan I		

Los plaguicidas son sustancias químicamente complejas que una vez aplicadas al medio están sujetas a una serie de transformaciones a nivel físico, químico y biológico (fenómenos de adsorción y absorción sobre suelos y plantas, volatilización, fotólisis y degradación química o microbiana). Estas transformaciones pueden conducir a la generación de metabolitos o a la degradación total de los compuestos.

El movimiento de los plaguicidas al agua subterránea depende de las características del medio (suelo y espesor de la zona no saturada) y del propio compuesto. Entre las propiedades del suelo cabe destacar la proporción de materia orgánica, la granulometría de los diferentes horizontes, la presencia de arcillas, que pueden inmovilizar el compuesto en el suelo (BATTISTA *et al.* 1988) y

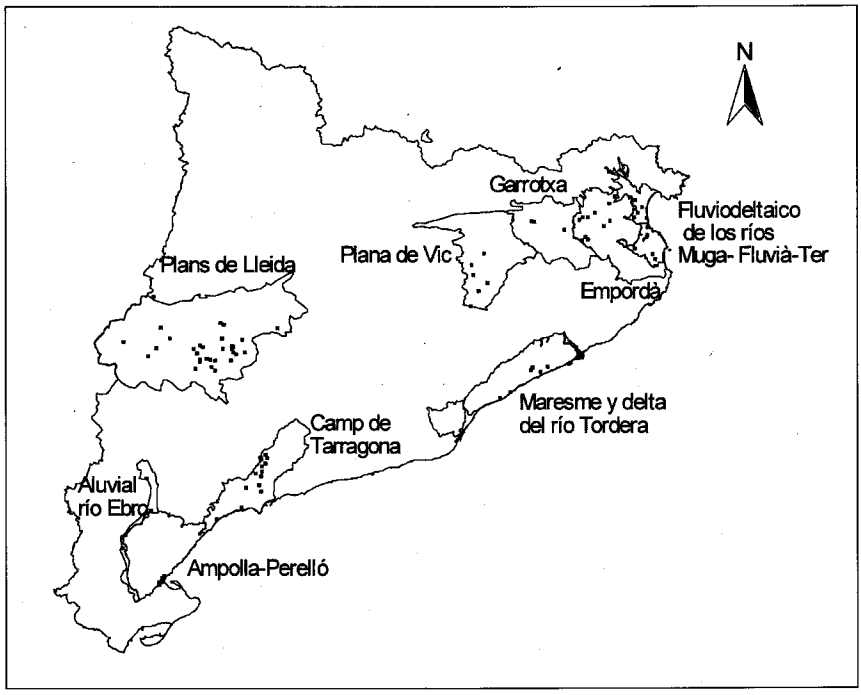
la presencia de iones metálicos o variaciones de pH capaces de catalizar determinadas reacciones de degradación.

Por otra parte, las propiedades que más influyen en la incorporación de los plaguicidas a un acuífero son su persistencia (vida media) y su movilidad (adsorción y solubilidad). El índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) (GUSTAFSON, 1989) es un indicador de contaminación potencial basado en una aproximación empírica que permite clasificar los plaguicidas en lixiviables (GUS > 2.8), no lixiviables (GUS < 1.8) y de transición (1.8 < GUS >2.8).

RESULTADOS OBTENIDOS

Las zonas donde se han analizado los compuestos plaguicidas, junto con los puntos de muestreo, se representan en el mapa de la Figura 1.

Figura 1: Mapa de situación de las zonas estudiadas.



En la Tabla 2 quedan reflejadas el número de muestras analizadas en cada zona, así como las muestras en las que se ha localizado algún compuesto, agrupando los plaguicidas en organoclorados, triazinas y organofosforados. Al mismo tiempo, se han contabilizado las muestras que superan los límites establecidos en el Reglamento Técnico Sanitario (RTS) (0,1 µg/l para cada sustancia individualizada y 0,5 µg/l para la suma de compuestos en una muestra). En la columna central se ha contabilizado el número de compuestos detectados en cada zona, indicando entre paréntesis los plaguicidas que han superado el límite por sustancia individualizada.

Tabla 2: Resumen de los resultados obtenidos en los distintos acuíferos.

zonas acuíferas	tipo de compuesto	muestras analizadas	muestras con algún compuesto	compuestos detectados	muestras con algún comp. > 100 ng/l	muestras con plag.total>500 ng/l
	orgCl	43	21	12	0	
Plans de Lleida	triaz	17	16	3 (simaz., atraz., desetil atrazin.)	8	4
	orgP	30	16	10 (metidat., diazin., metil parat., paratión., metil azinfos, etión)	4	
Maresme-Tordera	orgCl	35	17	17 (dieldrín., endosulfan sulfato, 4,4'-DDE)	3	
	triaz	11	3	2 (atrazina)	1	0
Depresión	orgCl	12	5	3 (lindano)	2	
del Empordà	triaz	5	3	2	0	2
	orgP	9	6	4 (fenitrotión, clorfenvinfos)	2	
Aluvial río Ebro	orgCl	3	3	6	0	0
Ter-Fluvià-Muga	orgCl	11	2	3	0	0
Ampolla-Perelló	orgCl	6	1	2	0	0
Garrotxa	orgCl	2	1	2	0	0
Plana de Vic	orgCl	6	0	no detectados	0	0
Campo de Tarragona	orgCl	14	0	no detectados	0	0
TOTAL		204	94		20	6

* se indican entre paréntesis los compuestos que han presentado concentraciones > 100 ng/l

DESCRIPCIÓN DE LOS RESULTADOS

Triazinas

Los compuestos que aparecen con más frecuencia (se detectan en más del 50% de las muestras analizadas) pertenecen al grupo de las triazinas. Se trata de herbicidas muy utilizados, como la simazina y la atrazina, que aparecen junto con la desetil atrazina (metabolito mayoritario de la atrazina en sedimentos debido a degradación microbiana) (ADAMS y THURMAN, 1991). Estudiando los valores del índice de GUS para estos dos herbicidas (para ambos GUS>2.8), se encuentra que ambos presentan una elevada tendencia a la lixiviación, por lo que fácilmente se pueden detectar en aguas subterráneas. La atrazina suele aparecer en concentraciones más elevadas que la simazina, concordando con lo que muestran otros estudios (READMAN *et al.*, 1993), además de presentar una mayor dispersión de concentraciones.

Plaguicidas organofosforados

Los más frecuentes entre estos compuestos son etión, fenitrotión, metidatión, clorpyrifos y clorfenvinfos, aunque todos ellos suelen aparecer con concentraciones inferiores a los 50 ng/l. Ello está

de acuerdo con su índice de GUS el cual los clasifica como poco lixiviables. Sin embargo, en diversas muestras se ha observado la presencia de plaguicidas organofosforados, con concentraciones por encima de 500 ng/l (Empordà y Plans de Lleida). Estos valores se pueden considerar puntuales, consecuencia probable de aplicaciones recientes de estos compuestos en el terreno, ya que presentan un uso restringido en el tiempo y en general son poco persistentes (DURAND y BARCELÓ, 1992).

Plaguicidas organoclorados

Los hexaclorociclohexanos (HCH), y mayoritariamente el lindano, son otros de los compuestos que se han detectado con mayor frecuencia, si bien en concentraciones habitualmente inferiores a los 25 ng/l. Estos compuestos presentan lixiviabilidad moderada (índice GUS de transición), coeficientes de adsorción relativamente elevados y gran estabilidad en el medio.

Los derivados ciclodiénicos que aparecen con mayor frecuencia son aldrín, dieldrín, endosulfato I, endosulfato II y endosulfan sulfato. El primero es el más común, y suele encontrarse en concentraciones inferiores a los 10 ng/l. El resto de los compuestos son menos frecuentes, pero se hallan en concentraciones más elevadas, con valores que superan los límites permitidos (del orden de 200 ng/l). Estos plaguicidas se han encontrado principalmente en las zonas de Lleida, Maresme-Tordera y Ebro. Entre los endosulfatos encontramos siempre una concentración mayor del metabolito (endosulfan sulfato) y entre los isómeros la concentración mayor suele corresponder al isómero.β.

Finalmente, cabe destacar la presencia de p,p'-DDT (de aplicación reciente) y de su metabolito p,p'-DDE en varios de los acuíferos estudiados (Lleida, Maresme-Tordera, Empordà y Garrotxa).

Análisis por zonas acuíferas

Las áreas donde se han detectado las concentraciones más significativas de compuestos plaguicidas son las de Plans de Lleida, Maresme-Delta del Tordera y Depresión del Empordà. En todas estas zonas se desarrolla una intensa actividad agrícola (frutales, cultivos hortícolas y plantas ornamentales). Las muestras en las que se han detectado las mayores concentraciones corresponden a zonas formadas por materiales detríticos cuaternarios.

En el caso del área Plans de Lleida se trata de un acuífero formado por gravas gruesas, y en el que los retornos de riego juegan un papel muy importante en la recarga. En el Maresme y Delta del Tordera el acuífero está formado por arenas de granulometría media-gruesa sobre granito alterado. En la Depresión del Empordà se han analizado muestras pertenecientes a sedimentos aluviales. En los tres casos los acuíferos son superficiales, encontrándose los niveles freáticos a poca profundidad.

Otros acuíferos donde se han detectado plaguicidas pero a niveles reducidos son los siguientes: área fluviodeltaica de los ríos Muga, Fluvià y Ter, área litoral de l'Ampolla-Perelló, área aluvial del

río Ebro y área volcánica de la Garrotxa. No se han detectado en la Plana de Vic ni en la Depresión del Campo de Tarragona.

CONCLUSIONES

Se han detectado plaguicidas en numerosas muestras analizadas, aunque generalmente en concentraciones traza, y muy pocas muestras superan la concentración máxima admisible establecida por el RTS.

Los compuestos detectados con mayor frecuencia pertenecen al grupo de las triazinas (66% de las muestras analizadas), seguidos por los organofosforados (56%), y en menor medida los organoclorados (38%). De estos últimos, la familia de los hexaclorociclohexanos es la más habitual. Esta clasificación puede coincidir, a grandes rasgos, con la aplicación de los diversos compuestos.

Las triazinas y algunos compuestos del grupo de los organofosforados presentan las concentraciones más elevadas de todas las detectadas, aunque éstas suelen ser de carácter puntual. Para las triazinas, su elevada lixiviabilidad es el factor que favorece su incorporación a las aguas subterráneas. En el caso de los organofosforados, estos valores elevados corresponden probablemente a muestras tomadas poco tiempo después de la aplicación del plaguicida, ya que la persistencia de estos compuestos en el terreno es relativamente baja.

Las áreas donde se han detectado las concentraciones más significativas son las de "Plans de Lleida", "Maresme-Delta del Tordera" y "Depresión del Empordà". Se trata de zonas donde se desarrolla una intensa actividad agrícola, principalmente frutales, cultivos hortícolas y plantas ornamentales. Todas las muestras en las que se han detectado plaguicidas corresponden a zonas formadas por materiales detríticos cuaternarios con acuíferos superficiales de granulometría media-gruesa o sedimentos no consolidados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, C. D. y THURMAN, F. M. (1991). Formation and transport of desethylatrazine in the soil and vadose zone. *J. Environ. Qual.* 20, 540-547.

BATTISTA, M., DI CORCIA, A. y MARCHETTI, M. (1988). Higth-performance liquid chromatographic method for determining triazine herbicide residues in soil. *J. Chromatogr.*, 454, 232-242.

GUSTAFSON, D.J. (1989). Ground ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339-357.

DURAND, G. y BARCELO, D. (1992). Environmental degradation of atrazine, linuron and fenitrotion in soil samples. *Toxicological and Environmental Chemistry*, Vol. 36, 225-234.

READMAN, J.W., ALBANIS T.A., BARCELO, D., GALASSI, S., TRONCZYNSKI J. y GABRIELIDES, G. P. (1993). Herbicide contamination of mediterranean estuarine waters: results from a MED POL pilot survey. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 26, 11, 613-619.

ANÁLISIS DE LA PERSISTENCIA DE LA ATRAZINA EN LA ZONA SATURADA DE UN ACUÍFERO FLUVIO-GLACIAL (CANTÓN DE VAUD, SUIZA)

HIDALGO ESTÉVEZ, Mª Carmen* y MAÎTRE, Veronique**

(*) Dpto. de Geología. E.U.P. Linares. Univ. Jaén. Alfonso X El Sabio, 28
23700 LINARES (JAÉN)
(**) GEOLEP, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 1015 Ecublens. SUISSE

RESUMEN

Un acuífero fluvio-glacial de reducidas dimensiones (7 ha) ha sido utilizado como finca experimental con objeto de estudiar la persistencia del plaguicida atrazina en las aguas subterráneas. Las dosis de atrazina introducidas en el medio corresponden únicamente a las aportadas por la agricultura desarrollada en el área en los años previos a este estudio, cesando por completo su aplicación en el verano de 1993. Al inicio de este trabajo, en noviembre de 1993, se registró un valor máximo de 0,3 µg/l bajo una de las parcelas con mayor tasa de aplicación del plaguicida en los años anteriores. Aunque algo inferior, el contenido medio de atrazina (0,15 µg/l) durante el periodo investigado (noviembre de 1993 – diciembre de 1994) ha sido también importante. Catorce meses despues de la última aplicación de atrazina, este plaguicida aún aparecía en la zona saturada y su concentración en algunos sectores superaba el límite de 0,1 µg/l establecido por la normativa europea para aguas potables. Los resultados obtenidos muestran una persistencia en el medio natural de la atrazina muy superior a la estimada teóricamente en función de sus características físico-químicas y de los ensayos de laboratorio.

Palabras clave: *Atrazina, aguas subterráneas, acuífero fluvio-glacial.*

INTRODUCCIÓN

El herbicida atrazina ha sido detectado en diversos acuíferos del cantón de Vaud (Suiza), pese a que su aplicación en los cultivos se realiza de acuerdo con la normativa legal vigente referida a protección de la calidad de las aguas. En un estudio preliminar sobre la distribución de este plaguicida en las aguas subterranéas de la región, se seleccionaron 15 captaciones de agua para abastecimiento urbano, elegidas en situaciones hidrogeológicas y agronómicas variadas, aunque todas

ellas caracterizadas por un alto contenido de nitratos en las aguas. La atrazina aparecía en el total de las aguas analizadas, con contenidos iguales o superiores al valor límite de 0,1 µg/l en el 50% de los casos estudiados (HIDALGO, 1994).

Con objeto de analizar la persistencia de este producto en las aguas subterráneas bajo condiciones naturales, se ha llevado a cabo un seguimiento mensual del contenido en atrazina en la zona saturada de una finca experimental. Esta finca incluye el perímetro de protección de las captaciones de abastecimiento del pueblo de Lucens, cuyas aguas presentaban contenidos en nitratos superiores a 40 mg/l (límite máximo en la normativa suiza). De ello que uno de los objetivos principales del proyecto fuese optimizar las actividades agrícolas y evaluar la disminución del grado de contaminación de las aguas subterráneas.

CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO

La finca experimental de Lucens se sitúa sobre una colina molásica alargada e intensamente drenada, entre los valles glaciares de Broye y Cerjaule, al norte del cantón de Vaud (Suiza) (figura 1). En la vertiente sureste de dicha colina aparecen numerosas surgencias que drenan un pequeño acuífero colgado cuya cuenca de alimentación corresponde, aproximadamente, a la cuenca vertiente topográfica, con una superficie de 7 ha. La realización de ensayos con trazadores (BASABE & PARRIAUX, 1989; PARRIAUX & DECOULON, 1993) ha permitido delimitar dos subcuencas de alimentación: la subcuenca de Les Combes, sometida a una explotación agrícola intensa, y la subcuenca de Pré de la Grange, ocupada por bosques y cultivos.

La explotación de este acuífero se realiza mediante la captación de las surgencias con drenes subhorizontales, perforados a 6 m de profundidad y agrupados en dos cámaras de reunión, denominadas, al igual que las subcuencas, Les Combes y Pré de la Grange. Ambas captaciones se utilizan actualmente para abastecimiento del pueblo de Lucens.

La zona de estudio pertenece a la unidad geológica molásica del *Plateau* suizo. Entre los depósitos cuaternarios que configuran la cuenca de alimentación cabe considerar, de arriba a abajo: un suelo vegetal limoso-gravoso, depósitos fluvioglaciales (arenas limosas), la morrena del Ródano (compacta y de muy baja permeabilidad) y la molasa burdigaliense (PARRIAUX & DECOULON, op. cit.). Esta última, aunque poco permeable en profundidad, aparece descomprimida y descalcificada en los primeros 5 a 10 m, en cuyo seno circulan de manera preferente las aguas subterráneas que alimentan las captaciones de Les Combes y Pré de la Grange. La velocidad media del flujo estimada a partir de los ensayos de trazadores es de 1 m/día.

MARCO EXPERIMENTAL

La cuenca controlada en este trabajo está ocupada por bosques y parcelas cultivadas (figura 1). Los cultivos de las parcelas correspondían, hasta finales de 1993, a una agricultura intensiva, con rotaciones de tipo cereal-maíz-pradera temporal (MAITRE *et al.*, 1994). Durante el año 1994, sin embargo, se instaló una *superficie de compensación ecológica* (SCE, pradera extensiva sin aplicación de ningún tipo de tratamiento fitosanitario) sobre la parcelas 3, 5 y 6 (4,3 ha en conjunto).

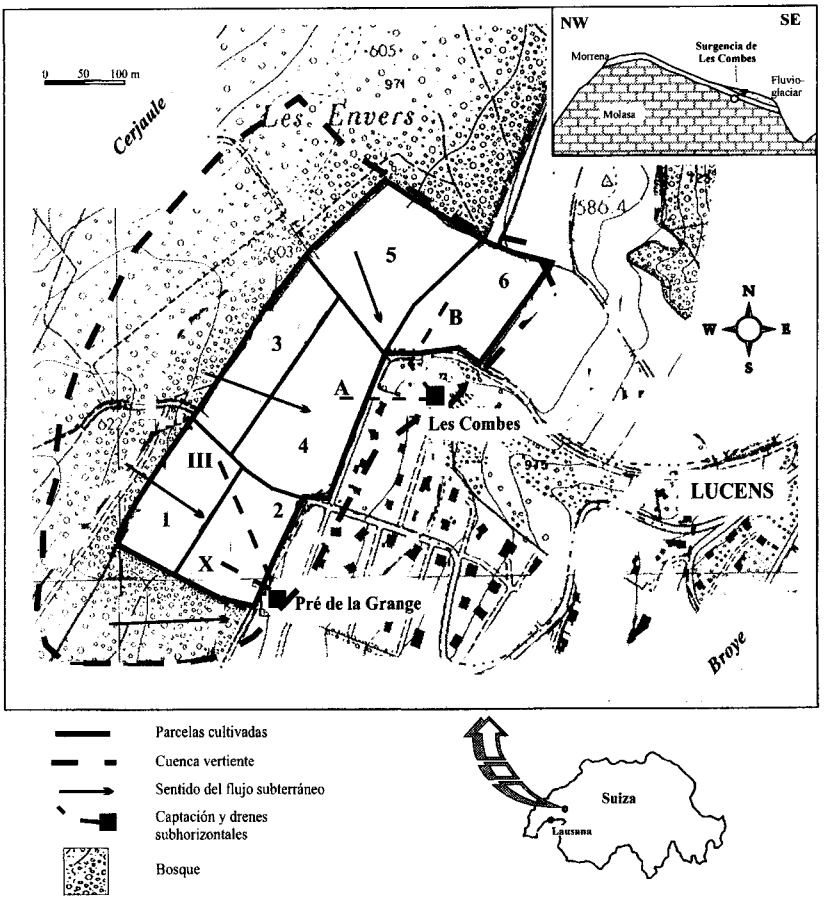


Figura 1.- Localización y esquema hidrogeológico de la finca experimental de Lucens.

Sobre la parcela 4 se desarrolló una pradera temporal y en las parcelas 1 y 2 se mantuvo la agricultura intensiva, bajo condiciones de "buenas prácticas agrícolas".

El muestreo de la zona saturada se ha llevado a cabo con periodicidad mensual, aprovechando las captaciones ya existentes. Hay que indicar que éstas resultan muy adecuadas para los objetivos del estudio, ya que constan de varios drenes perforados bajo sectores con diferentes tipos de cultivo. Se han seleccionado cuatro de los once drenes existentes en el conjunto de la cuenca, drenantes en su totalidad: drenes A y B de la captación de Les Combes (50 y 23 m de longitud) y drenes III y X de Pré de la Grange (150 y 91 m, respectivamente, figura 1).

La finca ha sido dotada con un pluviógrafo y se ha instalado un limnígrafo en cada captación, con objeto de conocer la evolución temporal del caudal y calcular el flujo de sustancias exportadas por cada subcuenca. La muestras para análisis de plaguicidas se tomaron en frasco de vidrio, con tapón de teflón, y fueron preservadas a 4° C hasta el momento de la extracción en fase orgánica, realizada en las dos semanas siguientes al muestreo.

En una primera etapa de este trabajo, se procedió a la realización de encuestas agronómicas para conocer los tipos de plaguicidas aplicados en cada parcela de la finca experimental durante el periodo 1991-93, así como las dosis aportadas (MAÎTRE *et al.*, 1994). A partir de estos datos se han estimado las cantidades de las principales materias activas correspondientes a cada producto comercial introducido en la finca experimental, cifras que se indican en la tabla 1.

Tabla 1.- Plaguicidas aplicados en las parcelas de Lucens (1991-1994).

Parcela	1991	1992	1993	1994
1	1 kg **atrazina** 1 kg pendimetalina	1 kg **atrazina** 1kg pendimetalina	1 kg **atrazina** 1kg pendimetalina	6 l de glifosato
2	1 kg **atrazina** 0,5 kg metribuzin	1,8 kg **atrazina**	4 kg MCPP; 2 kg de 2,4D; 5 kg orbencarb	Sin aplicación
3	3 kg metabenztiazurón	3 kg **atrazina**	Sin aplicación	Sin aplicación
4	4 kg orbencarb	7 kg MCPB	Sin aplicación	Sin aplicación
5	Sin aplicación	Sin aplicación	3 kg **atrazina**	Sin aplicación
6	3,5 kg metabenztiazurón	3,5 kg **atrazina**	Sin aplicación	Sin aplicación

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De los diferentes plaguicidas aplicados en los últimos años (atrazina, methabenztiazurón, MCPB, MCPP, 2,4D, metribuzin) y analizados en las muestra procedentes de la zona saturada de la cuenca experimental, solo se detectó la presencia de atrazina. Además, las dos subcuencas presentaban un grado diferente de contaminación a comienzos de 1994: el contenido en atrazina en la captación de Les Combes superaba los límites admisibles en aguas potables, en tanto que en Pré de la Grange no se observó la presencia de este producto. Aun cuando la calidad del abastecimiento de Lucens quedaba garantizada mediante la mezcla de las aguas de ambas captaciones, se suprimió el uso de la atrazina y está fue sustituida por glifosato en la única parcela sometida a cultivo intensivo "tradicional" durante 1994 (tabla 1).

Los contenidos máximos aparecieron en el dren A de la captación de Les Combes, con concentraciones en torno a 0,3 µg/l de atrazina (figura 2). En el dren B, aunque también se detecta la presencia de este plaguicida en todas las campañas de muestreo, aparece en cantidades ligeramente inferiores al límite de 0,1 µg/l. En los meses de marzo, mayo y septiembre también se identificó este producto en el dren III de Pré de la Grange. Esta variación entre parcelas debe estar ligada a las diferentes cantidades de producto aplicadas en 1993 (tres veces mayor en Combes que en Pré de la Grange). Además, estos tres drenes se localizan bajo sectores cultivados (figura 1), en tanto que el dren X (sin cantidades detectables de atrazina) se desarrolla en las proximidades de un sector de bosque.

Hay que recordar que en la finca de Lucens las dosis de atrazina fueron siempre las recomendadas por las regulaciones agrícolas vigentes. Pese a ello, los suelos arenosos, como el de esta

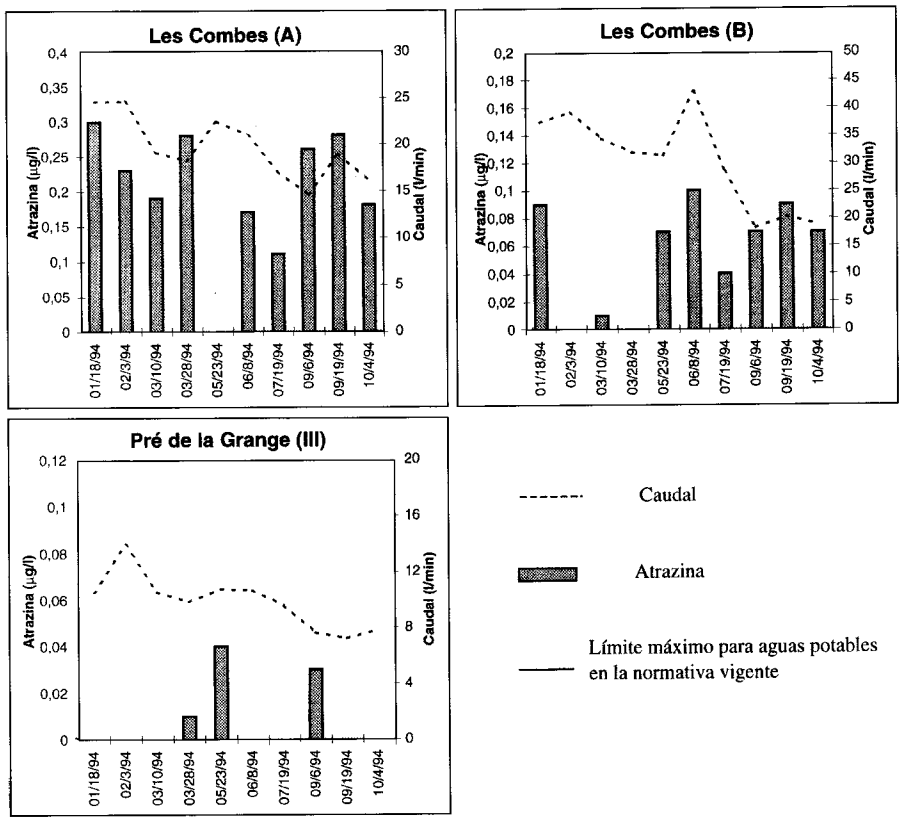


Figura 2.- Evolución temporal del contenido en atrazina en las aguas subterráneas de la finca experimental de Lucens.

cuenca, son especialmente vulnerables al lixiviado de los plaguicidas y pueden verse fuertemente afectados por la contaminación agrícola. Una estimación tentativa de la cantidad total lixiviada durante 1994 (calculada como el producto de la concentración media por el caudal de los drenes) indica que en torno al 0,1% de la atrazina aplicada a los cultivos alcanzó la zona saturada del acuífero. TASLI *et al.* (1996) obtienen resultados del mismo orden en suelos arenosos fluvio-glaciares en Francia.

En cuanto a la persistencia de la atrazina, hay que indicar que catorce meses despues de su última aplicación esta sustancia aún permanecía en la zona no saturada y era lixiviada e incorporada al acuífero. Estos resultados confirman que la persistencia de la atrazina en este tipo de suelos es mucho mayor que la estimada teóricamente en función de las características físico-químicas del plaguicida y/o de ensayos de laboratorio (i.e., BOTONI y FUNARI, 1992, FLURY, 1996).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASABE, P. y PARRIAUX, A. (1989). *Recaptage de la source du Pré de la Grange et dimensionnement de ses zones de protection.* GEOLEP-Laboratoire de Géologie, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

BOTTONI, P. y FUNARI, A. (1992). Criteria for evaluating the impact of pesticides on groundwater quality. *J. Environ. Qual.*, 123/124: 581-590.

FLURY, M. (1996). Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – A review. *J. Environ. Qual.*, 25: 25-45.

HIDALGO, M.C. (1994). *Analyses de pesticides dans les eaux souterraines du "Reseau nitrates" et le site experimental de Lucens (Vaud).* GEOLEP-Laboratoire de Géologie, E. P. F. L., Suisse. Informe interno.

HIDALGO, M.C. y MAÎTRE, V. (1996). Field experiment on nonpoint source groundwater pollution by nitrates and pesticides (Canton of Vaud, Switzerland). In: *Wetlands: A multiapproach perspective.* Cruz-Sanjulián y Benavente, (eds.), 249-262.

MAÎTRE, V., HIDALGO, M.C. y PARRIAUX, A. (1994). Effet d'une extensification agricole sur la qualité des eaux souterraines. Presentation d'un site experimental dans le canton de Vaud (Suisse). *III Congress du G.R.A.P.E.,* Turín, Italia.

PARRIAUX, A. y DECOULON, S. (1993). Dimensionnement des zones de protection du groupe de sources des Combes et Bégaures. Étude nº 8603.2, GEOLEP-Laboratoire de Géologie, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

TASLY, S., PATTY, L. BOETTI, H., RAVANEL, P., VACHAUD, G., SCHARFF, C., FAVRE-BONVIN, J., KAOUADJI, M. y TISSUT, M. (1996). Persistence and leaching of atrazine in corn culture in the experimental site of La Côte Saint André (Isère, France). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 30, 203-212.

DISTRIBUCIÓN DE LOS COMPUESTOS DE NITRÓGENO EN EL SISTEMA HIDROGEOLÓGICO BAIX TER - GAVARRES (GIRONA)

MAS-PLÀ, Josep*; BACH, Joan* y MONTANER, Jordi**

(*) Unitat d'Hidrogeologia. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 BELLATERRA
(**) GeoServei - Projectes i Gestió Ambiental, S.L. C/Impressor Oliva, 2b. 17005 GIRONA

RESUMEN

La presencia de nitratos, nitritos y amonio en las aguas subterráneas limita el uso de las mismas y condiciona los aportes de fertilizantes necesarios en agricultura. Este estudio presenta la distribución de los compuestos de nitrógeno en el sistema hidrogeológico del Baix Ter - Gavarres y se interpreta en relación con su dinámica hidrogeológica.

Palabras Clave: *Contaminación, nitrato, nitrito, amonio, recarga, Baix Ter, Gavarres.*

INTRODUCCIÓN

La presencia de concentraciones elevadas de compuestos de nitrógeno en los acuíferos supone una limitación al uso de los recursos hidrogeológicos, a la vez que condiciona las prácticas agrícolas correctas destinadas a optimizar la producción y a evitar la acumulación de fertilizantes nitrogenados en suelos y aguas. En este sentido, ya sea desde la perspectiva de la contaminación como desde la potencial reutilización de estos nutrientes en agricultura, el conocimiento de la distribución espacial de nitrato, nitrito y amonio, relacionado con la dinámica hidrogeológica regional, es necesario para la correcta gestión de las aguas subterráneas.

Este estudio pretende analizar la distribución espacial de los compuestos de nitrógeno en el sistema hidrogeológico del Baix Ter - Gavarres, con especial énfasis en su origen y en la continuidad de su distribución atendiendo a la hidrodinámica de este sistema. Finalmente, se describe la vulnerabilidad real de los acuíferos.

METODOLOGÍA

El presente trabajo reúne los datos piezométricos e hidroquímicos tomados en cuatro campañas de muestreo: junio 1996, junio 1997, septiembre 1997 y abril 1998, con 33, 29, 13 y 15 muestras, respectivamente. Los parámetros de pH, Eh, NO^{3-}, NO^{2-} y NH^{4+} se tomaron *in situ,* seleccionando aquellas captaciones que se hallaban en régimen de bombeo continuo. Los valores de pH y Eh se tomaron con un aparato ORION 960A. Los compuestos de nitrógeno se analizaron mediante un espectrofotómetro Windaus-LF2400 y los correspondientes tests analíticos.

CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO

La zona del Baix Ter - Gavarres se sitúa en el Baix Empordà (Girona) y comprende la llanura fluvio-deltaica del río Ter y su afluente el Daró, y las estribaciones septentrionales del macizo de las Gavarres, formadas por el basamento paleozoico y la cobertera paleógena, ambos intensamente fracturados (Figura 1).

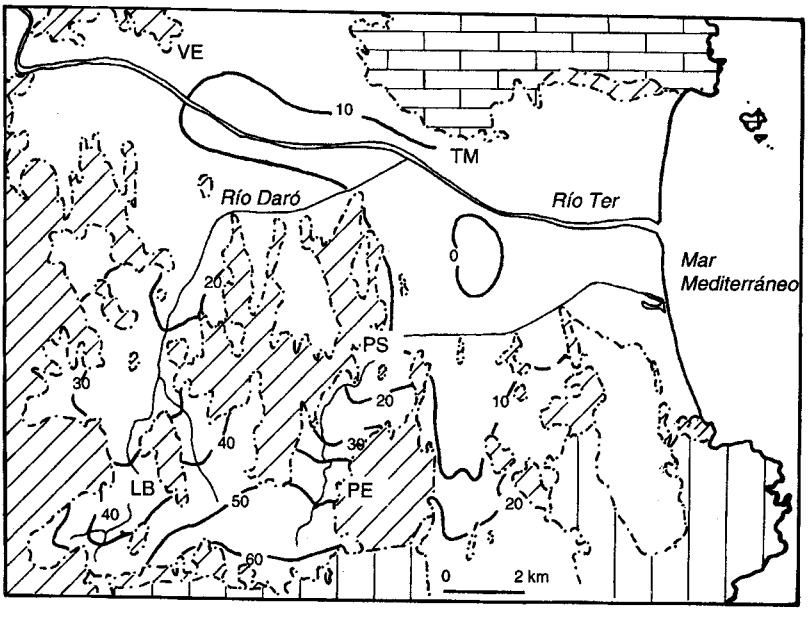


Figura 1.- Esquema geológico del sistema Baix Ter - Gavarres y piezometría de los acuíferos superficiales (juni 1996). Líneas isopiezas equidistantes cada 10 m. *Leyenda*: Traza vertical: Paleozoico de las Gavarres y macizo d Begur; enladrillado: Mesozoico del macizo del Montgrí; traza diagonal: Terciario; sin trama: Cuaternari *Poblaciones*: LB: La Bisbal, PE: Peralta, PS: Palau-Sator, TM: Torroella de Montgrí, VE: Verges.

El perfil aluvial del río Ter presenta tres niveles hidrogeológicos relevantes: el nivel profundo constituido por gravas y arenas gruesas; el nivel intermedio, separado del anterior por un nivel acuitardo, está constituido por cuerpos lenticulares de arena en un nivel limoso-arenoso y se halla físicamente relacionado con el aluvial profundo del río Daró; el acuífero superficial, con un espesor de 10 m, formado por materiales fluviales. Hacia el litoral, el nivel intermedio varía lateralmente hacia materiales más finos de prodelta y el nivel superior presenta un desarrollo de facies litorales subactual (Montaner et al., 1995).

En las Gavarres cabe destacar los bloques de cobertera paleógena, intensamente individualizados mediante fracturas, en los cuales destacan por su elevado rendimiento los niveles carbonatados de las Formaciones Girona i Rocacorba (Pallí, 1972) y algún tramo detrítico intermedio. A su vez, los materiales paleozoicos granitos, pizarras y esquistos, en general- actúan como reservorios de baja permeabilidad.

En base a los datos piezométricos e hidroquímicos (Mas-Plà, 1998), se propone un modelo de recarga del acuífero del Ter en el cual los aportes procedentes de las Gavarres juegan un papel esencial. Concretamente, los datos piezométricos muestran la relación efluente entre el acuífero superficial y el río Ter, así como la continuidad de los niveles entre los acuíferos aluviales superficial e intermedio del Ter y el Daró (Figura l). Los considerables y perdurables descensos piezométricos producidos por las captaciones del acuífero profundo impiden comparar su nivel con el de los acuíferos superiores en condiciones no influenciadas, a la vez que sugieren la existencia de un flujo vertical a través del acuitardo (Montaner et al., 1996).

Las captaciones situadas en materiales paleógenos presentan un nivel piezométrico superior al de los niveles aluviales contiguos, registrando diferencias de 6 m en la zona de Palau-Sator y 2.5 m en Peralta. Es oportuno citar el carácter artesiano ocasional de algunas de las captaciones ubicadas en materiales paleógenos. Ello sugiere la existencia de un flujo desde los acuíferos paleógenos de las Gavarres hacia los aluviales profundos del Ter y Daró, estableciéndose parte de su recarga a través de las fracturas y del contacto discordante entre ambos.

Los datos hidroquímicos son coherentes con este modelo hidrogeológico. Como ejemplo, la Figura 2a muestra las asociaciones de datos en función del acuífero explotado según las variables pH y Eh. Se observa la similitud entre las aguas pertenecientes a muestras de formaciones paleozoicas, paleógenas y del aluvial del Daró, lo cual se atribuye a la recarga común procedente de las Gavarres. Contrariamente, las muestras del aluvial del Ter presentan valores de pH superiores a las anteriores, aunque notablemente menor al de las aguas superficiales del río Ter.

Las dotaciones en isótopos estables indican más fehacientemente la procedencia de la recarga en el acuífero profundo del Ter. Sus aguas presentan valores de $^{18}0$ y D de -6.42 y -37.60‰, respectivamente. Los valores propios de las aguas en acuíferos paleógenos son de -6.35 y -36.50‰, y las del río Ter de -7.31 y -45.9‰. La similitud entre las dotaciones isotópicas del acuífero profundo del Ter y las del acuífero en formaciones paleógenas denota un elevado porcentaje de recarga procedente de estas últimas. Esta relación isotópica se repite invariablemente en los muestreos correspondientes a junio 1996, junio 1997 y septiembre 1997.

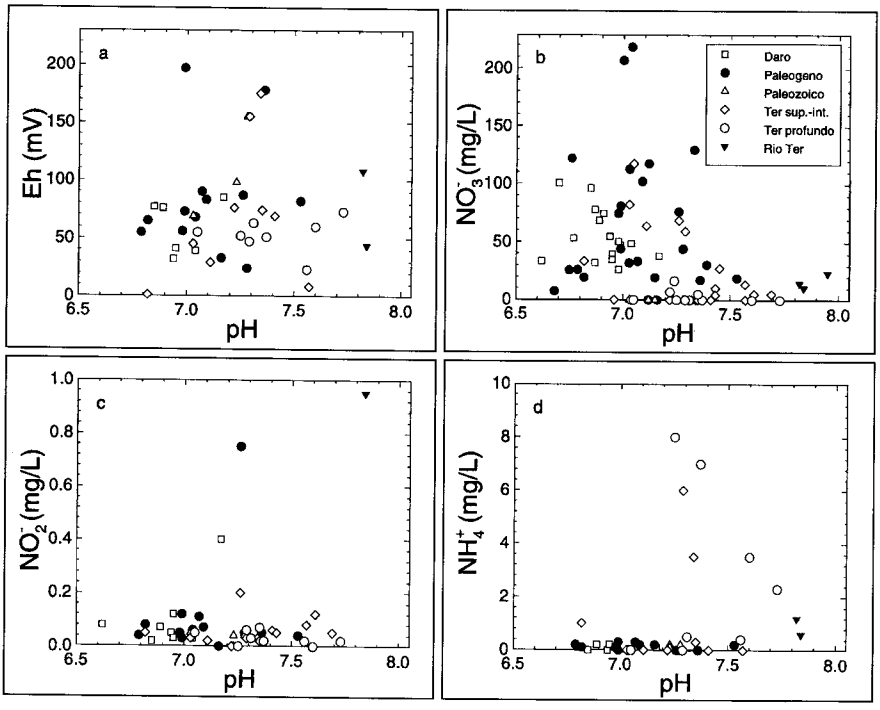


Figura 2.- Distribución del **a)** potencial redox (Eh), **b)** nitrato, **c)** nitrito y **d)** amonio en función del pH en los distintos acuíferos del sistema Baix Ter - Gavarres y en las aguas superficiales del río Ter.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS COMPUESTOS DE NITRÓGENO

La totalidad de los datos de nitrato, nitrito y amonio correspondientes a las cuatro campañas realizadas se presentan en la Figura 2b,c,d en referencia al pH, dado que éste refleja diferencias entre los distintos acuíferos del sistema hidrogeológico estudiado (Figura 2a). El análisis preliminar de estos datos se muestra en la Tabla 1. Cabe mencionar la uniformidad de los valores de nitrato, nitrito y amonio en aquellos pozos muestreados en las cuatro campañas.

La concentración de nitratos es notablemente superior en las muestras correspondientes al acuífero paleógeno, a pesar que la mayoría de ellas proceden de captaciones profundas en acuíferos confinados (Figura 2b). Los pozos con concentraciones más elevadas corresponden a aquellos situados en las proximidades de explotaciones ganaderas. El resto de puntos ofrece valores entre 10 y 50 mg/l, incluyendo los manantiales ubicados en materiales paleógenos y relacionados con flujos ascendentes a través de fallas. Concretamente, se han registrado concentraciones de 35 mg/l en las fuentes de Palau-Sator y Peralta (abril 1998).

Tabla 1.- Análisis de los contenidos en nitrato, nitrito y amonio (mg/L).

	n	*Media*	*Desv. Std.*	*Min*	*Max*
Aluvial Daró					
Nitrato	16	54.7	22.7	26.2	100.5
Nitrito	8	0.10	0.13	0.02	0.40
Amonio	6	0.08	0.10	0.00	0.20
Paleógeno					
Nitrato	29	64.2	58.9	0.0	218.5
Nitrito	18	0.09	0.17	0.00	0.75
Amonio	18	0.14	0.12	0.00	0.40
Paleozoico					
Nitrato	7	0.7	1.8	0.0	5.0
Nitrito	5	0.03	0.02	0.00	0.05
Amonio	5	0.12	0.08	0.00	0.20
Aluvial super. e inter. Ter					
Nitrato	20	24.5	34.8	0.0	117.2
Nitrito	14	0.06	0.05	0.00	0.20
Amonio	10	1.13	2.02	0.00	6.00
Aluvial profundo Ter					
Nitrato	12	2.8	4.9	0.0	16.4
Nitrito	10	0.03	0.02	0.00	0.07
Amonio	8	2.71	3.21	0.00	8.00
Río Ter					
Nitrato	3	16.2	6.5	10.6	23.4
Nitrito	2	1.20	0.35	0.95	1.45
Amonio	2	0.90	0.42	0.60	1.20

Solamente una captación situada en el acuífero superficial del Ter ha mostrado concentraciones elevadas de nitratos (entre 70 y 117 mg/l), y ésta se halla afectada por una explotación ganadera. Los otros datos indican concentraciones inferiores a 20 mg/l y en numerosos casos nulas. El acuífero profundo del Ter se caracteriza por la ausencia de nitratos en disolución.

Las concentraciones de nitritos son habitualmente inferiores a 0. 1 mg/l y no se aprecia una distribución distinta en función de los acuíferos (Figura 2c). Los valores superiores a este límite corresponden a captaciones próximas a granjas; aunque en la mayoría de los casos, esta proximidad sólo se traduce en valores superiores a la media, pero inferiores al límite aconsejable. Cabe destacar el elevado contenido en nitritos de las aguas superficiales del Ter (con un máximo de 1.45 mg/l, no representado en la Figura 2c).

Los contenidos de amonio son, en general, inferiores al límite aconsejable de 0.5 mg/l (Figura 2d). Como en el caso de los nitritos, ello es debido a que el nitrógeno se halla principalmente en forma de nitrato. No obstante, los acuíferos del Ter presentan algunas concentraciones de amonio elevadas, concretamente en el nivel profundo donde también hay ausencia de nitratos. En este nivel, el ambiente reductor indicado por un Eh bajo, altas concentraciones de sulfuro y existencia de metano como sugiere el olor de la muestra explicaría la sola presencia de amonio.

ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS

En general, la distribución de los compuestos de nitrógeno muestra una diferenciación en la vulnerabilidad de los acuíferos muestreados. Asimismo, se observa una relación entre las concentraciones registradas en las aguas subterráneas y la densidad de explotaciones ganaderas (sector porcino y vacuno) ubicadas en sus zonas de recarga.

En el sistema hidrogeológico Baix Ter - Gavarres, las concentraciones más elevadas de nitrógeno aparecen en los acuíferos paleógenos del borde septentrional de las Gavarres. Frecuentemente las captaciones de granjas con profundidades entre 40 y 100 m presentan valores altos de nitratos. Admitiendo que la principal fuente local de nitrógeno son los purines, desconocemos el mecanismo de infiltración hasta los niveles profundos de explotación, señalando la recarga local inducida por el bombeo y posibles defectos de construcción del pozo como causas más probables. Los contenidos elevados de nitratos en estos acuíferos son pues representativos a escala puntual. No obstante, las concentraciones registradas en algunos manantiales y captaciones alejadas de granjas sugieren que los principales acuíferos paleógenos presentan una concentración de fondo entre 20 y 35 mg/l de nitrato.

Respecto a los acuíferos superficiales e intermedios, la zona del Ter no presenta una distribución de nitratos preocupante, salvo algún caso puntual. No ocurre lo mismo en el aluvial del río Daró, donde los nitratos superan los 30 mg/l incluso en aquellas captaciones alejadas de granjas.

El caso del acuífero profundo del Ter plantea el origen del nitrógeno presente en forma de amonio. Atendiendo al modelo hidrodinámica, apuntamos que el nitrógeno puede proceder de la recarga procedente del substrato paleógeno. Queda por dilucidar, sin embargo, el papel que pueden jugar las extensas zonas palustres próximas al litoral como origen de nutrientes y su posible infiltración hacia los niveles profundos relacionada con el comportamiento semiconfinado de este acuífero.

CONCLUSIONES

La presencia de compuestos de nitrógeno en el sistema hidrogeológico Baix Ter - Gavarres se ha estudiado en base a las concentraciones de nitrato, nitrito y amonio distribuidas en los distintos acuíferos y a sus relaciones hidrogeológicas.

Este sistema presenta una relación hidrodinámica entre los distintos niveles aluviales de los ríos Ter y Daró y los acuíferos en formaciones paleógenas existentes en el borde de las Gavarres. Los datos hidroquímicos e isotópicos sugieren que éstos contribuyen a la recarga de los niveles aluviales y, en especial, del acuífero profundo del Ter.

Las elevadas concentraciones de nitratos tienen carácter puntual y se hallan relacionadas con la proximidad a explotaciones ganaderas. Sin embargo, existe una concentración de fondo elevada de nitratos en el acuífero aluvial del Daró y otra, de menor intensidad, en los acuíferos paleógenos. Contrariamente, los niveles de nitratos en los aluviales superficial e intermedio del Ter son prácticamente nulos. Cabe destacar la elevada concentración de amonio en el acuífero profundo del Ter, atribuida a las condiciones reductoras observadas.

Finalmente, se plantea la problemática del origen del nitrógeno en los acuíferos profundos, tanto en formaciones paleógenas como en el aluvial del Ter.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado mediante el proyecto CICYT AMB95-0867.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

MAS-PLÀ, J. (1998). *Aplicación de modelos de flujo y geoquímicos al estudio de la dinámica hidrogeológica de un acuífero litoral.* Informe proyecto CICYT AMB95-0867. Inédito.

MONTANER, J. J. SOLÁ Y N. TEIXIDOR (1995). La captación de las aguas subterráneas en el Baix Ter: Efectos sobre el medio acuífero y la calidad agronómico de las aguas de riego. *Tecnología del Agua,* 135: 46-50.

MONTANER, J., J. SOLÁ, J. MAS-PLÀ, N. TEIXIDOR Y J. BOIXADERA (1996). Diagnóstico hidrogeológico sintético de los acuíferos aluviales cuaternarios del Baix Ter y Baix Fluviá. *Actas de "Las aguas subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e internas de Cataluña ",* AIH-GE: 429-435.

PALLÍ, L. (1972). Estratigrafía del Paleógeno del Empordá y zonas limítrofes. Tesi Doctoral. Pub. Universidad Autónoma de Barcelona, 1, 338 pp., 2 mapas.

DESCRIPCIÓN Y VALORIZACIÓN AGRÍCOLA DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN LOS ACUÍFEROS ALUVIALES DEL BAIX FLUVIÀ (GIRONA)

MONTANER, Jordi*; SOLÀ, Joan*; BOIXADERA, Jaume; TEIXIDOR, Narcís*** y MAS, Josep******

(*) Geoservei, Projectes i Gestió Ambiental, S.L.. C/Impressors Oliva, 2B. 17005 GIRONA
(**) Secció d'Avaluació de Recursos i Noves Tecnologies. DARP. 25198 LLEIDA
(***) Servei d'Agricultura. DARP. Mas Badia. 17134 LA TALLADA D'EMPORDÀ
(****) Unitat d'Hidrogeologia. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 BELLATERRA

RESUMEN

Presentamos una descripción sintética del estado de la contaminación por nitratos en los acuíferos aluviales del Baix Fluvià (Girona). La máxima concentración de ión nitrato se ha observado en el acuífero superficial, donde se alcanzan valores máximos de 50 a 260 mg/l. La presencia de un nivel freático próximo a la superfície y la aplicación de sobredosis de fertilizantes orgánicos en suelos de conductividad hidraúlica alta, determinan, en su conjunto, la elevada vulnerabilidad de esta zona a la contaminación por nitratos.

En base a los resultados obtenidos, se propone el correcto manejo agrícola de estas aguas con una doble finalidad: contribuir a la planificación de prácticas agrícolas que consideren la relación entre volumenes de riego y aportes de nitrógeno, y avanzar hacia la progresiva recuperación hidroquímica del acuífero.

Palabras Clave: *Baix Fluvià, contaminación, nitratos.*

INTRODUCCIÓN

La presencia de nitratos en las aguas subterráneas de la llanura del Baix Fluvià ha sido documentada en diferentes trabajos inéditos realizados, desde el año 1992, con el Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, en colaboración con la Fundació Mas Badia y mediante las aportaciones de la Diputació de Girona y de los Ayuntamientos del Baix Fluvià.

La llanura del Baix Fluvià está formada por depósitos aluviales y marinos de edad Pleistoceno Superior y Holoceno distribuidos como relleno de un zócalo de edad Plioceno. La distribución sedimentológica de los cuerpos aluviales y marinos determina un sistema hidrogeológico heterogéneo formado por niveles acuíferos de tipología variable segun su posición espacial, MONTANER *et al.* (1997). El nivel freático regional medio llega a profundidades que varían entre 0,5 y 6 metros. Cartográficamente, la mayor parte de la llanura presenta suelos de la Serie Armentera, BOIXADERA *et al.* (1990), definida por un suelo Xerofluvent típico, de textura mediana, bien drenado y no salino, con conductividad hidraúlica alta y CRAD moderada.

La carga ganadera es importante. Según el censo de 1989, los municipios de l'Armentera y Sant Pere Pescador tendrían alrededor de 2.000 cabezas de ganado, Torroella de Fluvià unas 4.000, Vilamacolum unas 5.000 y Ventalló unas 20.000 cabezas de ganado. La superfície total de Vilamacolum es de 550 ha, mientras que Torroella de Fluvià y Ventalló disponen de unas 1.200 y 2.100 ha respectivamente.

METODOLOGÍA

El control hidrogeológico realizado por el DARP en los últimos años en el Baix Fluvià se ha basado en un red de 242 captaciones de aguas subterráneas, la mayoria de las cuales, de uso agrícola. Del total de captaciones, un 83% estan situadas en el acuífero aluvial superficial, entre 8 y 16 metros de profundidad, mientras que el resto, llega a profundidades superiores entre los 20 y 45 metros. Los datos que se exponen corresponden al control realizado durante los meses de septiembre y octubre de 1996.

A partir de la red de control, la presencia y distribución de nitratos ha sido determinada mediante el control analítico de 125 muestras. A la vez, se ha medido el nivel freàtico de un total de 149 pozos. La determinación analítica del ión nitrato se ha realizado en el Laboratori Agrari del DARP en Cabrils, utilizando el método de cromatografía de cambio iónico, y en el campo, utilizando un aparato de test Nitrachek.

RESULTADOS

Presencia y distribución de nitratos

La distribución absoluta y porcentual del contenido de nitratos en las captaciones del Baix Fluvià, según su orden de magnitud en mg/L y por municipios, queda reflejada en la Tabla 1 y en la Figura 1:

	0-15		15-30		30-50		50-100		100-150		150-200		>200		**<50**		**>50**	
	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%	nº	%
SP	16	53	8	27	6	20	0	0	0	0	0	0	0	0	30	100	0	0
A	13	76	2	12	2	12	0	0	0	0	0	0	0	0	17	100	0	0
TF	14	48	3	10	1	3	5	18	4	14	2	7	0	0	18	62	11	38
VI	8	26	3	10	1	3	9	29	8	26	1	3	1	3	12	39	19	61
VE	12	66	2	12	1	5	0	0	2	12	1	5	0	0	15	83	3	17
BF	**63**	**50**	**18**	**15**	**11**	**9**	**14**	**11**	**14**	**11**	**4**	**3**	**1**	**1**	**92**	**74**	**33**	**26**

Tabla 1: (0-15): orden de magnitud de la concentración de nitratos, en mg/l; nº: número de pozos muestreados; %: porcentaje de pozos del municipio; SP: Sant Pere Pescador, A: l'Armentera, TF: Torroella de Fluvià, VI: Vilamacolum, VE: Ventalló, BF: Totales Baix Fluvià.

En conjunto, un 26% de las captaciones muestreadas en el Baix Fluvià presenta valores de la concentración en nitratos superiores a 50 mg/l, de las cuales, un 57% contiene valores entre 100 y 260 mg/l. El 74% del total de las captaciones muestreadas presenta concentraciones inferiores a 50 mg/l, de las cuales, un 12% contiene entre 30 y 50 mg/l.

Del total de las captaciones inventariadas en el acuífero superficial (83% de la red de control) un 47% supera el límite de potabilidad y un 15% presenta valores de la concentración de nitrato entre 25 y 50 mg/l. En los acuíferos más profundos (17% de la red de control), un 45% de las muestras presenta valores inapreciables, un 30% de las muestras están entre 15 y 30 mg/l, y el 25% restante, entre 30 y 50 mg/l.

La Figura 1 muestra gráficamente la distribución areal del contenido en nitratos en las aguas subterráneas del Baix Fluvià. Se observan 3 zonas con valores superiores a 50 mg/l:

La zona de Vilamacolum presenta aguas con un máximo de 260 mg/l y casi dos tercios de su término municipal estan afectados por valores superiores al límite de potabilidad. El pozo municipal contiene 154 mg/l de ión nitrato.

La zona de Torroella de Fluvià presenta un contenido máximo de 179 mg/l. La distribución areal de los valores superiores a 50 mg/l comprende la zona norte del núcleo municipal, que coincide, a su vez, con una notable densidad de granjas de porcino.

La zona de Ventalló presenta valores máximos del orden de 150 mg/l. La extensión areal de las concentraciones máximas es reducida y se halla localizada coincidiendo con instalaciones ganaderas.

El resto del Baix Fluvià no presenta valores de la concentración excesivamente elevados, si bien cabe destacar una zona en Sant Pere Pescador y un área localizada alrededor del núcleo de población de l'Armentera, ambas con valores máximos muy localizados del orden de 39 mg/l. Cabe añadir, como dato significativo, que en esta zona de Sant Pere Pescador algunos pozos con profundidades entre 20 y 45 metros presentan valores de concentración de ión nitrato comprendidos entre 20 y 33 mg/l.

Al margen de la red de control, se han analizado algunos pozos con profundidades próximas a los 60 metros, situados en el acuífero Plioceno. En los relieves del noroeste de Vilamacolum se han determinado valores puntuales de la concentración de hasta 52 mg/l, relacionados, posiblemente, con defectos de construcción de pozos próximos a granjas.

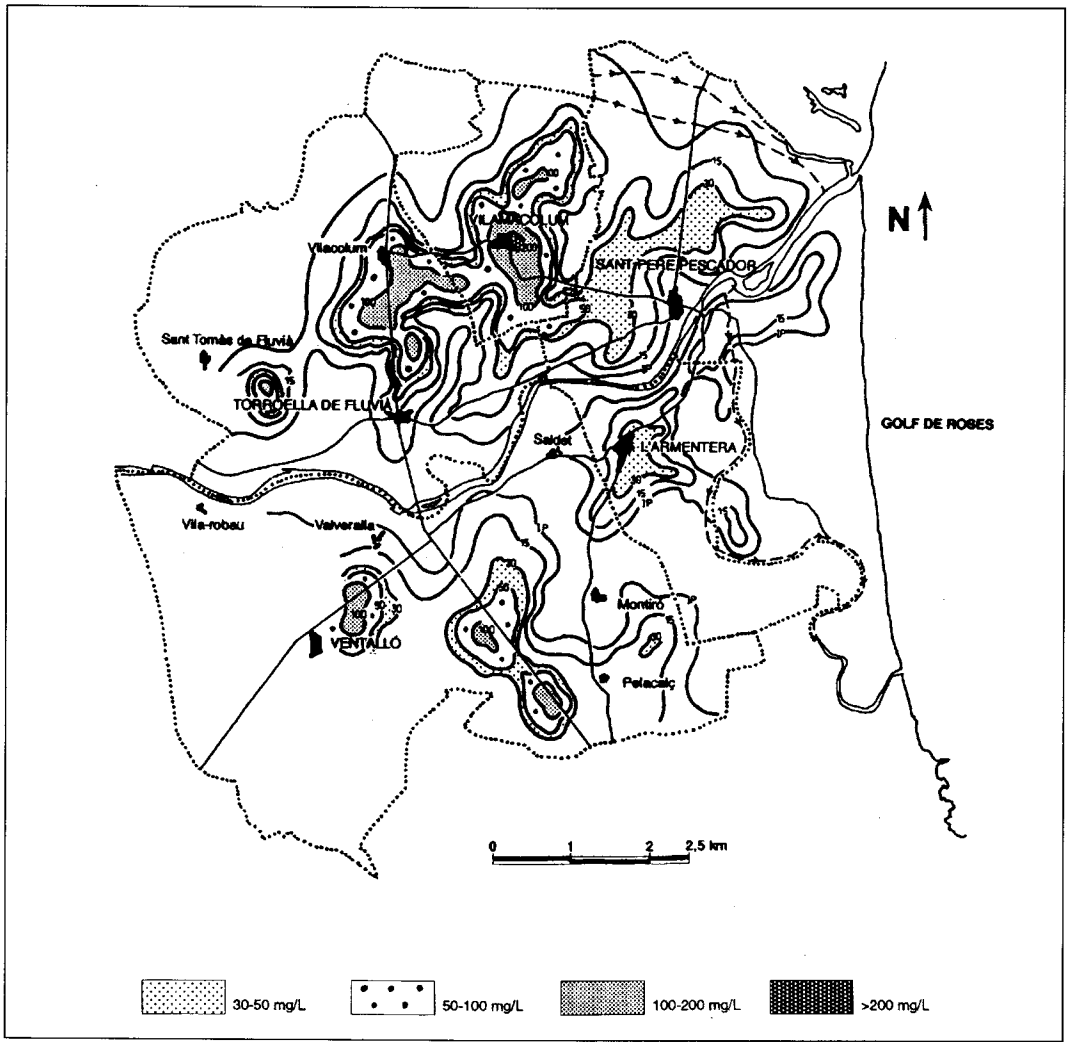


FIGURA 1: Mapa de distribución areal del contenido en nitratos en las aguas subterráneas del Baix Fluvià (mg/L). Septiembre-Octubre 1996.

Valorización agrícola de las aguas afectadas

La Directiva 91/676/CEE refleja la necesidad de elaborar y aplicar un programa de acción destinado a la protección de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos. Una de las acciones básicas para el cumplimiento de este programa consiste en el control y adecuación de los focos emisores: sean de tipo puntual como las instalaciones ganaderas, las fosas sépticas y los pozos negros, sean de tipo difuso, como la aplicación de fertilizantes orgánicos y minerales y la reutilización de aguas residuales urbanas y los subproductos de su depuración.

En el caso de emisiones difusas, la programación del abonado y del riego permiten racionalizar la aportación de nutrientes a los suelos y evitar su incorporación en las aguas subterráneas, y a la vez, reducir los costes de explotación de los cultivos. Con este objetivo, en aquellas áreas con sobreconcentración de nitratos en el acuífero, una posible contribución a la recuperación consiste en valorar la aportación de nitrógeno que se realiza a través de las aguas de riego.

En el Baix Fluvià, esta valorización se ha calculado para el caso de la zona de Vilamacolum. Los suelos de esta zona están bien drenados y corresponden a la Serie Vilamacolum, BOIXADERA *et al.* (1990). Presentan una conductividad hidráulica moderada y, en los primeros 100 cm, una elevada capacidad de retención del agua disponible. Los suelos de la Serie Vilamacolum constituyen, en esta zona, el techo de un acuífero superficial formado por facies palustres y depósitos aluviales interdigitados, MONTANER *et al.* (1995). Este acuífero superficial presenta un nivel freático oscilante que, estacionalmente, limita la profundidad de la raíz a 80 cm del suelo.

En conjunto, las características hidrogeológicas y la tipología de los suelos del Baix Fluvià confieren un elevado grado de vulnerabilidad a esta zona.

En la Tabla 2 se observa el valor fertilizante de las aguas subterráneas muestreadas en la zona de Vilamacolum. De izquierda a derecha, esta tabla contiene: **A**, el código del pozo (código de la parcela); **B**, el valor de la concentración de ión nitrato en el pozo (mEq/l); **C**, el valor fertilizante de las aguas de la captación para un volumen anual de riego de 5.000 m^3 y una eficiencia de riego del 70%; **D**, el tipo de cultivo de la parcela de riego; **E**: las extracciones de nitrógeno del cultivo para una producción mediana (en kgN/ha o unidades fertilizantes por hectárea), y finalmente, **F**: las necesidades de abonado nitrogenado del cultivo (kgN/ha) para una producción mediana una vez consideradas las aportaciones realizadas a través del riego.

Los cálculos de la Tabla 2 sugieren que, para el conjunto de las parcelas muestreadas en la zona de Vilamacolum, que ocupan aproximadamente la mitad del término municipal, la aportación de nitrógeno mediante el riego con aguas subterráneas representa un porcentaje medio del 23% de las exigencias de abono requeridas para los cultivos de esta zona. A este porcentaje medio se le ha aplicado un coeficiente de reducción sobre el supuesto que la eficiencia del abonado fuera del orden del 75%. Este coeficiente de reducción es muy probable considerando cuales son las características de los suelos de la Serie Vilamacolum, aunque deberíamos matizarlo con un estudio agronómico más detallado.

A	B	C	D	E	F
Código Parcela	Nitratos (mEq/l)	kgN/5000 m³ riego año	Tipos de Cultivo	Extracciones kgN/ha	Abonado (kgN/ha)
1/35	2,07	101	Maíz	280	179
2/8	1,98	97	Maíz	280	183
2/88	1,90	93	Maíz	280	187
3/27	4,18	205	Alfalfa	135	-70
3/37	0,20	10	Huerta	22	12
4/70	1,79	88	Melocotón	96	8
2/49	2,48	-	Municipal	-	-
1/55	0,20	10	Maíz	280	270
2/24	1,32	65	Alfalfa	135	70
2/71	0,29	14	Maíz	280	266
1/33	1,83	90	Maíz	280	190
1/64	1,17	57	Maíz	280	223
2/57	1,70	83	Maíz	280	197
2/73	2,13	104	Maíz	280	176
2/74	1,47	72	Maíz	280	208
3/24	2,68	131	Huerta	22	-109
3/26	2,93	143	Huerta	22	-121
3/47	0,54	27	Manzano	75	48
4/25	1,08	53	Maíz	280	227
3/15	0,60	29	Manzano	75	46
3/22	2,42	118	Alfalfa	135	17
2/85	0,84	41	Maíz	280	239
1/55	0,92	45	Manzano	75	30
1/11	0,48	23	Manzano	75	52
2/69	0,34	17	Maíz	280	263
2/70	0,38	18	Alfalfa	135	117
2/64	0,45	22	Maíz	280	258
3/50	0,53	26	Maíz	280	254
3/10	0,37	18	Maíz	280	262
3/4	0,39	19	Maíz	280	261
4/34	1,56	76	Maíz	280	204

Tabla 2: valor fertilizante de las aguas subterráneas muestreadas en la zona de Vilamacolum 1997.

CONCLUSIONES

Las características hidrogeológicas y los suelos que definen la llanura aluvial del Baix Fluvià sugieren un elevado grado de vulnerabilidad de sus acuíferos en relación a la contaminación por nitratos.

La presencia de los valores de la concentración de nitratos superiores a 50 mg/l y su distribución afectan principalmente al acuífero superficial de las zonas de Vilamacolum, Torroella de Fluvià y Ventalló.

Los valores máximos observados en este acuífero superficial llegan a 260 mg/l, mientras que en los acuíferos aluviales más profundos, situados entre 20 y 45 metros de la superfície, se ha determinado una contaminación localizada con valores entre 20 y 33 mg/l.

La distribución de la contaminación por nitratos en los acuíferos superficiales coincide con las zonas de mayor densidad de explotaciones ganaderas y de aplicación excesiva de abonos orgánicos, aunque no hay que descartar que una parte de esta contaminación tenga su origen en la falta de infraestructuras de saneamiento en estos municipios.

En los acuíferos más profundos, el origen de la contaminación puede atribuirse a la conexión hidrogeológica con el acuífero superficial, principalmente en las captaciones del término de Sant Pere Pescador próximas a la zona de Vilamacolum. Aunque este extremo se ha contrastado con la dinámica hidrogeológica del sistema no hay que descartar una contaminación puntual por defectos de construcción en las captaciones profundas.

La valorización agrícola de las aguas con exceso de nitratos se plantea como una contribución a la racionalización del abonado y a la reducción de los excedentes que pueden llegar al acuífero. En la zona de Vilamacolum, y para las parcelas muestreadas (aproximadamente el 50% de la superfície del término municipal), el uso para riego de sus aguas subterráneas supone el aporte de un 23% de la fertilización necesaria para los cultivos de estas parcelas.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo ha sido elaborado en el marco de los trabajos que se realizan en el Baix Fluvià bajo la dirección y/o colaboración del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, la Diputació de Girona, los Ayuntamientos del Baix Fluvià y la Fundació Mas Badia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOIXADERA, J; DANÉS, R. y HERRERO, C. (1990). Mapa de sòls del Baix Fluvià (1:25.000). *Generalitat de Catalunya. DARP. Ed. Draft.* 137 pp. Lleida-Barcelona.

MONTANER, J.; SOLÀ, J.; TEIXIDOR, N. y BOIXADERA, J. (1995). Estudi dels aqüífers del Baix Fluvià. Qualitat agronòmica de l'aigua de reg i estat actual i evolució del nivell freàtic (1992-1994). *Generalitat de Catalunya. DARP. Ed. Draft.* La Tallada d'Empordà (Girona).

MONTANER, J.; SOLÀ, J.; TEIXIDOR, N. y BOIXADERA, J. (1997). Salinización y pérdida del potencial hidráulico en las aguas subterráneas de los acuíferos del Baix Ter y del Baix Fluvià. *XV Congreso Nacional de Riegos. pp. 279-283. DARP. Lleida.*

RESUMEN DEL TEMA 1: CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES AGRARIAS

PASCUAL DÍAZ, J. Manuel* (Autor de la síntesis) y RAMOS MOMPÓ, Carlos (Moderador)**

(*) Secretario AIH-GE. Campus Nord UPC. Edificio D-2. Gran Capitán, s/n
08034 BARCELONA
(**) Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)
Ctra. de Moncada a Nàquera, Km 5. 46113 MONCADA (VALENCIA)

COMENTARIOS A LA CONFERENCIA INAUGURAL

Tras la exposición del Dr. Steve Foster, se entabló un breve debate sobre los temas expuestos por el conferenciante. Entre las opiniones o comentarios más relevantes caben resaltar los siguientes:

1) La necesidad de educar a la población sobre la importancia de los perímetros de protección en captaciones para abastecimiento urbano y el fomento de las buenas prácticas entre los agricultores. Implantar restricciones y prohibiciones en la agricultura será problemático; es más viable intensificar los esfuerzos en la formación de los agricultores. En áreas de alta permeabilidad, el cumplimiento de la normativa actual puede conllevar la prohibición del uso de pesticidas.

2) Por razones de rentabilidad económica, las compañías privadas de abastecimiento de agua suelen tener preferencia por el tratamiento del agua en lugar de concentrar esfuerzos en el correcto establecimiento de perímetros de protección.

3) Para evaluar el alcance del problema del Cryptosporidium transmitido por las aguas subterráneas en el Reino Unido, existe el denominado Grupo Nacional de Evaluación Política. Se está estudiando la hidrogeología de los acuíferos y las posibilidades de transmisión de los contaminantes; se trata el problema con los granjeros de las zonas afectadas para consensuar la mejor solución y también se diseñan plantas de microfiltración lenta, etc. Los efectos sobre la salud del agua contaminada por cryptosporidium se notaron en 25.000 personas, una o dos semanas después de la infección. La afección se produce sobre el sistema inmunológico, sin existir tratamiento eficaz conocido. Actualmente se está evaluando la posibilidad de la presen-

cia de cryptosporidium en las aguas minerales embotelladas que comúnmente se utilizan en los hospitales. El consumo de agua embotellada, que también puede estar contaminada por sustancias que no se analizan, ha aumentado mucho últimamente.

TEMA 1. CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES AGRARIAS

Después de las presentaciones de los ponentes y de las comunicaciones libres, se estableció un interesante intercambio de opiniones cuyas conclusiones se resumen a continuación.

Contaminación por nitratos en España

El ITGE dispone de un mapa sobre contenido de nitratos en las aguas de los acuíferos españoles basado en los datos disponibles de pozos y piezómetros más representativos de cada acuífero; no obstante en el futuro va a ser necesario establecer redes de control de nitratos, que permitan evaluar la magnitud de los recursos y reservas afectados por la contaminación de estos recursos, subterráneos y superficiales, utilizados para el abastecimiento de la población.

Las áreas vulnerables a la contaminación por nitratos que, en cumplimiento de la Directiva de la UE, ha de definir el Estado español, se están delimitando por las respectivas comunidades autónomas. Actualmente ya disponen de esta delimitación las comunidades de Baleares, Castilla la Mancha y Cataluña. Recientemente la UE ha denunciado al Estado español por incumplir los plazos de la mencionada directiva.

Todas las Comunidades Autónomas del Estado tienen finalizados o en fase de finalización los Códigos de Buenas Prácticas Agrícolas.

Contaminación por pesticidas

Oficialmente no existen datos suficientes en España sobre contaminación por pesticidas como para hacer un tratamiento global de datos similar al presentado para los nitratos. La experiencia en otros países también suelen ser problemática.

Los análisis de plaguicidas son caros, lo cual es un factor limitante a efectos de facilitar la programación muestreos sistemáticos. Los programas de control y el diseño de redes de muestreo y la selección de sustancias a analizar se han de basar en el conocimiento de los plaguicidas que se aplican en las diferentes zonas, para lo cual serán necesarios los mapas de aplicación.

Actualmente, en España las empresas de abastecimiento más importantes realizan análisis de plaguicidas (Aguas de Valencia, Sociedad General de Aguas de Barcelona, Canal Isabel II[a]). Para la comercialización de plaguicidas las empresas deben cumplir unos requisitos que impone el Ministerio de Agricultura, debiéndose precisar el grado de afección a la salud. El problema radica en que las empresas facilitan unos datos experimentales sobre condiciones de degradación en con-

diciones ideales y la realidad suele ser diferente. El sector y la sociedad no están en una situación de control económico por parte de los fabricantes superior a la que tienen en otros campos de la actividad productiva.

CONCLUSIONES FINALES

En opinión del autor de este resumen las principales conclusiones sobre la protección de la calidad de las aguas subterráneas frente a las actividades agrícolas en España son:

1.- En el futuro, en las áreas vulnerables a la contaminación por nitratos que se definan, se deberán difundir, fomentar y aplicar los Códigos de Buenas Prácticas Agrícolas que se establezcan; se deberán diseñar y financiar redes específicas de control de las zonas saturada y no saturada, cuya densidad permita evaluar en todo momento el estado de contaminación de los recursos y reservas hídricas subterráneas y programar las medidas necesarias para corregir la situación.

2.- En el futuro en las mismas áreas vulnerables, y otras que por su especificidad se definan, se deberán establecer mapas de aplicación de plaguicidas, donde se diferencien áreas de aplicación de diferentes tipos de productos y de su variabilidad. En base a estos mapas deberán diseñarse y financiarse redes de control sistemático con densidad suficiente, en donde se analicen sustancias especificas de cada zona.

3.- Será muy importante potenciar programas de investigación sobre el comportamiento de los pesticidas y en la zona no saturada en los acuíferos y los efectos sobre la salud.

4.- Los poderes públicos responsables deberán adoptar una actitud de voluntad política positiva de cara a fomentar y destinar decididamente fondos públicos para que por medio de las actuaciones mencionadas se facilite la conservación de la calidad y la recuperación de las aguas subterráneas contaminadas por actividades agrarias en España.

MESA REDONDA N.1: DIRECTIVA 676/91C DE NITRATOS: SITUACIÓN EN ESPAÑA. ISLAS BALEARES

BARÓN PERIZ, Alfredo*

(*) Dirección General de Régimen Hidráulico de la Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Litoral. Gobierno Balear
Gran Via Asima 4B, 1° Dcha.. 07009 PALMA DE MALLORCA

RESUMEN

La escasez de recursos en las islas hace todavía más importante el mantenimiento de la calidad de los mismos. La contaminación difusa por nitratos de origen agrícola es, junto a la salinización, uno de los problemas más graves con los que se enfrenta la gestión de los recursos en las Islas Baleares.

La situación es muy diferente en cada una de dichas islas siendo Mallorca la que presenta problemas más graves, especialmente en el Plà de sa Pobla, donde se alcanzan valores por encima de los 600 mg/l situándose la media por encima de los 200.

Se analiza en este trabajo la problemática de la contaminación difusa, que presenta varios aspectos:

- redes de control y muestreos representativos.
- valoración de los abonos utilizados y balances de N, incluyendo el contenido en el agua utilizada.
- Medidas a tomar para dar cumplimiento a la Directiva de Nitratos.

De estos aspectos, el último es el más conflictivo. Convencer a los agricultores de que, para obtener la misma producción, deben utilizar menos abonado es realmente complicado. Controlar el que utilizan lo es todavía más. Que la Administración establezca normas de obligado cumplimiento y las haga cumplir es materialmente imposible.

Sólo la progresiva sustitución de la agricultura intensiva de regadío por cultivos con menos necesidades y subvencionados, pueden mejorar la situación. Pero ello implica, posiblemente, la desaparición de la única agricultura realmente productiva de las Islas.

Palabras Clave: *Nitratos, Directivas, agricultura.*

SITUACIÓN ACTUAL

El incremento de la concentración en nitratos de las aguas, asociado fundamentalmente al desarrollo de prácticas agrarias, propició la elaboración, por parte de la Unión Europea, de la "Directiva del Consejo de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. 91/676/CEE.

La incorporación al Ordenamiento Jurídico Español de la Directiva 91/676, se ha realizado mediante el Real Decreto 261/1996 de 16 de Febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias, teniendo como objetivo fundamental, el de prevenir y corregir la contaminación de las aguas continentales y litorales por nitratos de origen agrario.

El ámbito físico de actuación corresponde a las denominadas zonas vulnerables, definidas como las superficies conocidas de territorio cuya escorrentía fluya hacia las aguas afectadas por este tipo de contaminación (más de 50 mg/l NO_3^-) o las susceptibles de serlo.

Con la finalidad de desarrollar los objetivos en el citado Real Decreto se ha desarrollado en Baleares, en colaboración entre la Junta d'Aigües y el ITGE, el estudio "Identificación de masas de agua afectadas por nitratos: designación de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario".

Dado que los cursos de agua son de carácter torrencial y no existe circulación permanente, el estudio se ha centrado únicamente en las aguas subterráneas que representan más del 95% de los recursos hídricos de Baleares.

El estudio se ha realizado integrando diversos niveles de información:

1º.- Identificación de masas de agua afectadas por nitrato. En base a los datos de las redes de calidad de la Junta d'Aigües de Balears, de la Conselleria de Sanitat y del ITGE, se han elaborado los correspondientes mapas generales de isonitratos para cada una de las Islas del Archipiélago Balear, tomándose como referencia el mes de Marzo de 1996.

2º.- Identificación de las zonas de regadío o instalaciones ganaderas estabuladas. En base a los datos de regadío facilitados por la Dirección Provincial de Agricultura en Baleares y la Conselleria de Agricultura y al inventario de focos potenciales de contaminación realizado por la Junta d'Aigües de Balears, en todo el territorio insular.

Superponiendo la información de estos dos primeros apartados se identificaron las U.H. con problemas de contaminación difusa de origen agrario.

3º.- Análisis de evaluación del contenido en nitratos. En base a los datos de las redes de control de calidad, se ha llevado a cabo un análisis de la evolución de los nitratos en los últimos veinte años en las U.H. en las que se han identificado problemas.

4º.- Usos actuales y potenciales para abastecimiento en las U.H. afectadas. Los resultados obtenidos se resumen a continuación:

Isla de Mallorca

a. Unidad hidrogeológica 18.11 Llano de Inca-sa Pobla

Regadío de patatas, hortalizas, maíz forrajero y otros forrajes y naranjos. Es la zona de regadío más importante y productiva de Baleares. En esta Unidad Hidrogeológica, pueden diferenciarse dos zonas afectadas por nitratos:

La zona situada entre sa Pobla y la Albufera de Mallorca, con valores superiores a 500 mg/l de ion NO_3^-, y valores medios cercanos a 300 mg/l.

La zona situada al NW de Muro, con valores máximos de 250 mg/l de ion NO_3^- y valores medios próximos a 150 mg/l.

Se observa un incremento constante de los contenidos en ion nitrato hasta la primera mitad de la década de los ochenta y una progresiva estabilización hasta la actualidad. Existen numerosos pozos de abastecimiento con problemas de contaminación por nitratos de origen agrícola.

b. Unidad Hidrogeológica 18.14 Llano de Palma

Regadíos de alfalfa, maíz forrajero y cereal. La contaminación por nitratos en esta Unidad se localiza en el centro de la misma, en el conocido "Plà de Sant Jordi". En este sector, los valores más frecuentes de ion NO_3^- oscilan entre 50-100 mg/l, siendo el contenido máximo puntual de 174 mg/l. Hay tendencia a la estabilidad en el contenido en nitratos. No se ha detectado contaminación en pozos de abastecimiento.

c. Unidad Hidrogeológica 18.18 Manacor

Hortalizas, invernaderos, alfalfa y cereal. Se detectó un núcleo de contaminación con valores superiores a 100 mg/l, en la zona urbana de Manacor y área circundante. La distribución de los cultivos y la estructura geológica lleva a pensar que no se trata de contaminación difusa de origen agrícola.

d. Unidad Hidrogeológica 18.21 Llucmajor-Campos

Regadío de alfalfa y cereal forrajero. Hacia el SW de la Unidad Hidrogeológica, se detecta una franja con contenidos en ion NO_3^- superiores a 50 mg/l, con valores máximos de 100 mg/l. Hacia la zona natural "es Trenc-Salobrar de Campos", los valores de nitrato descienden hasta situarse por debajo del límite de 50 mg/l. Existe una tendencia a la estabilidad en el contenido en nitratos. No existen pozos de abastecimiento afectados.

Isla de Menorca

Cultivos de pastos y forrajes. Tan sólo la Unidad Hidrogeológica 19.01 Migjorn, presenta contenidos en ion NO_3^- superiores a 50 mg/l. En esta unidad se identifican 2 principales focos de contaminación:

Ciutadella (Sector oriental), donde se detectan contenidos máximos de 72 mg/l, y valores medios entorno a los 50 mg/l de ion NO_3^-.

Maó, se detectan contenidos máximos de hasta 130 mg/l NO_3^- al SW de la población y valores medios de 60 mg/l en el entorno del núcleo urbano.

Tendencia al descenso a partir de la mitad de la década de los ochenta. Algunos pozos de abastecimiento presentan valores ligeramente superiores a los 50 mg/l.

Isla de Ibiza

Al no detectar en la isla de Ibiza masas de agua afectadas por este tipo de contaminación (tan sólo una pequeña extensión al SE de la Unidad Hidrogeológica 20.03 Santa Eulària del Riu), se desestimó desde el principio cualquier análisis más profundo en este territorio insular.

Basándose en la existencia de masas de agua contaminada por nitratos, de origen agrario y pozos de abastecimiento que las exploten, se ha propuesto la delimitación como zona vulnerable del área del llano de Sa Pobla, perteneciente a la U.H. 18.11 Inca-Sa Pobla. De esta zona se ha realizado un estudio detallado para su caracterización.

PROBLEMAS PLANTEADOS

La realización del estudio citado y las previsiones de actuación del Real Decreto hacen que convenga resaltar algunos de los problemas que conlleva el estudio, seguimiento y control de la contaminación difusa de origen agrario.

Estos problemas pueden centrarse en:

- Redes de control y muestreos representativos.

- Valoración de abonos utilizados y balances de N, incluyendo el del agua utilizada para riego.

- Medidas normativas a tomar en cumplimento de la legislación.

Por lo que se refiere a las redes, se contempla la necesidad del establecimiento de redes específicas, con sondeos realizados a tal fin. Las redes actuales se basan en pozos particulares, con profundidades de colocación de la bomba distintas (y a veces con un conocimiento poco preciso de la misma), o que se muestrean con botella lastrada. Es necesario poder realizar muestreo a distintas

profundidades para observar posibles fenómenos de estratificación. Las campañas deberán ser mensuales o, como mínimo, ajustadas a los distintos períodos de abonado.

La valoración de las cantidades de abono utilizado presenta en la actualidad serios problemas y el balance completo del N, numerosas dificultades de tipo técnico.

No obstante pese a las dificultades que presentan los dos primeros aspectos citados, el que plantea problemas de más difícil solución es el tercero. En una agricultura poco tecnificada con propiedades pequeñas y que muchas veces es una "segunda ocupación", es difícil cambiar prácticas de abonado muy arraigadas y sustituirlas por un Código de Buenas Prácticas Agrarias de carácter no normativo. No es previsible un proceso de tecnificación en la explotación agrícola, cuando este sector representa en las islas un 1,3% del PIB, se encuentra descapitalizado y con una población envejecida.

Y en el caso de convertir dicho Código en normativo, no dispone la Administración de medios para controlar la cantidad de abonos que venden los comerciantes del ramo y mucho menos la que realmente aplican los agricultores.

En última instancia, en Baleares, sólo la progresiva sustitución del regadío intensivo por cultivos con menos necesidades de agua y abonado y subvencionados, puede mejorar la situación de la contaminación difusa. Pero ello implica, posiblemente, la desaparición de la única agricultura realmente productiva de las Islas.

MESA REDONDA N.1: DIRECTIVA 676/91CEE SOBRE CONTAMINACIÓN DE NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO: SITUACIÓN EN ESPAÑA

ORTIZ CASAS, José Luis*

(*) Jefe de Área de Coordinación y Aplicaciones Tecnológicas. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Ministerio de Medio Ambiente
Pza. San Juan de la Cruz, s/n. 28071 MADRID

RESUMEN

El cumplimiento de la Directiva de nitratos ofrece algunas dudas de tipo conceptual y plantea, por otra parte, grandes dificultades en cuanto a plazos. Por lo que se refiere a las primeras, cabe destacar tres cuestiones: (1) ¿cabría excluir, como aguas afectadas, aquéllas que no se usan para consumo humano?, (2) ¿cómo se imputan las contribuciones urbana y agraria cuando ambas coinciden en unas mismas aguas? y (3) ¿cómo se concluye que un acuífero es potencialmente afectado?.

En cuanto a las dificultades de cumplimiento de plazos, la propia Directiva empieza exigiendo un mismo plazo para su transposición jurídica y para una serie de obligaciones con las que no se puede cumplir sino hasta que se ha realizado dicha transposición. Si a esto añadimos el retraso ocurrido en su transposición a la legislación española, la situación resultante es la de un futuro jalonado por una cadena interminable de incumplimientos de plazos para unas actuaciones que, a su vez, dependen de otras precedentes. En definitiva, se impone bien una regularización de plazos, o bien una recuperación progresiva del tiempo perdido acelerando las actuaciones previstas.

Palabras Clave: *Nitratos, Directivas, agricultura.*

INTRODUCCIÓN

La Directiva 91/676/CE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación por nitratos de origen agrario entró en vigor el 19 de diciembre de 1991 y su transposición jurídica debió haberse realizado dos años más tarde. Sin embargo, dicha transposición se demoró en España hasta el 12 de marzo de 1996, es decir, se realizó con más de dos años de retraso sobre el plazo previsto por la propia Directiva. Este retraso (que, por otra parte, también se produjo, en mayor o menor

medida, en muchos otros Estados miembros) ha acarreado numerosas dificultades de cumplimiento, aunque también es cierto que las dificultades no sólo obedecen al retraso en la transposición jurídica, sino a algunas disposiciones de la propia Directiva, como veremos a continuación.

ÁMBITO DE LA DIRECTIVA: AGUAS AFECTADAS

Para empezar, no está de más recordar que el ámbito de la Directiva no se limita a las aguas subterráneas, sino que comprende todas las aguas superficiales, incluidas las aguas marinas. Aunque esto no es cuestión que se pretende abordar en estas Jornadas, digamos, no obstante, que en España son muy contados los casos en que las aguas superficiales estén "afectadas" por nitratos en el sentido de la Directiva, por lo que el problema real hay que centrarlo en las aguas subterráneas.

Si observamos el Anexo I de la Directiva, ya llama la atención el hecho de que el criterio establecido para la designación de aguas subterráneas afectadas es que contengan (o puedan llegar a contener) más de 50 mg/l de nitratos, sea cual fuere el uso que se dé a dichas aguas. En cambio, para las aguas superficiales, se hace énfasis en las aguas "pre-potables", aunque sin excluir claramente los demás usos. Ello parece presuponer, como suele ocurrir en el centro y norte de Europa, que todas las aguas subterráneas se usan preferentemente para consumo humano, sin perjuicio de algún uso agrícola a pequeña escala. No se contempla, por tanto, la posibilidad de que algunos acuíferos sean explotados totalmente para riego agrícola, aunque no hay que ocultar que esto puede suscitar fuertes debates en cuanto al grado de protección que todo acuífero debe merecer en cualquier caso.

En segundo lugar, según la definición de contaminación que se fija en el artículo 2, ésta se limita a los compuestos nitrogenados de origen agrario, lo cual significa que las aguas "afectadas", según el apartado 1 del artículo 3, son sólo aquéllas cuyos nitratos son de tal procedencia. Aunque, de hecho, en las aguas subterráneas las concentraciones de nitratos superiores a 50 mg/l suelen tener un origen íntegramente agrario, en algunos casos puede surgir la duda de si coexisten fuentes agrarias y fuentes de tipo doméstico y en qué medida contribuyen unas y otras a las concentraciones detectadas. De ahí la fuerte oposición que cabe esperar a la designación de zonas "vulnerables" por parte de muchos propietarios de tales terrenos agrícolas.

En tercer lugar, la consideración de aguas que "podrían verse afectadas" si no se actúa de conformidad a los programas referidos en el artículo 5, introduce un amplísimo margen de **incertidumbre** en no pocas situaciones.

Con todo, las principales dificultades de cumplimiento no se derivan tanto de cuestiones conceptuales como de las exigencias impuestas en cuanto a plazos.

PLAZOS DE CUMPLIMIENTO: RELEVANCIA DEL REAL DECRETO DE TRANSPOSICIÓN

En la problemática que afrontan los Estados miembros, y entre ellos España, para cumplir los plazos que fija la Directiva para el cumplimiento de distintas obligaciones hay que distinguir entre

las dificultades que plantea la propia Directiva y las que se derivan del retraso en su transposición legal.

a) Dificultades por la propia directiva

En el cumplimiento inicial de la Directiva hay una fecha clave, que es el 19 de diciembre de 1993, en la cual venció el plazo establecido para cuatro obligaciones simultáneamente:

1) Transposición jurídica al Derecho nacional
2) Evaluación de la concentración de nitratos
3) Designación de zonas vulnerables
4) Establecimiento de códigos de buenas prácticas agrarias

Lo cual quiere decir que al mismo tiempo que entrara en vigor el Real Decreto de transposición (suponiendo que ello hubiese tenido lugar puntualmente) tenía que haberse hecho una evaluación de aguas afectadas, una designación de zonas vulnerables y unos códigos de buenas prácticas agrarias. Evidentemente, dada la actual distribución de competencias entre la Administración del Estado y las Administraciones Autonómicas, había sido imposible cumplir en España las obligaciones mencionadas en segundo, tercer y cuarto lugar (en particular la relativa a las zonas vulnerables), mientras no se contase con un documento legal que obligue y al mismo tiempo apoye a las Administraciones que tienen la competencia para llevarlo a la práctica. Con lo cual, se puede afirmar que el cumplimiento de esta Directiva nació con un lastre insuperable respecto a los plazos exigidos.

b) Dificultades por el retraso en la transposición

Por si fuera poco lo anterior, el retraso sufrido en la transposición jurídica de la Directiva, agrandó aún más los inevitables desajustes antes mencionados, con una reacción en cadena que ha afectado a las obligaciones subsiguientes: elaboración del primer programa cuatrienal de actuación sobre las zonas vulnerables, presentación del informe de síntesis a la Comisión, revisión de las designaciones iniciales de zonas vulnerables, etc. En efecto, no es factible, por ejemplo, cumplir los plazos establecidos para elaboración y ejecución del primer programa cuatrienal de actuación mientras no se haya procedido antes a una declaración de zonas vulnerables sobre las que aplicar dichos programas, y así sucesivamente.

¿Y qué papel juega en todo esto el Real Decreto 261/1996, por el que se hizo la transposición jurídica de la Directiva?. A tenor de los procedimientos incoados desde la Comisión, el papel del Real Decreto es sencillamente nulo en cuanto a los plazos de cumplimiento. En realidad, la utilidad del Real Decreto, aparte de satisfacer el requisito impuesto en el Artículo 12 de la Directiva, se limita a dejar claro a quién le toca hacer qué, tanto en el seno de la Administración central como a nivel de Administración Autonómicas. Pero en lo que a plazos se refiere, aparte del dilema planteado entre lo racionalmente exigible por la Administración estatal y lo realmente exigido por la Comisión, el Real Decreto no tiene valor alguno, comparado con el rango jurídico de la Directiva.

RESUMEN DE LA SITUACIÓN ACTUAL EN ESPAÑA

Con motivo de los retrasos antes comentados, la Comisión presentó en febrero de 1997 una Demanda ante el Tribunal de Justicia en Luxemburgo, acusando al Reino de España de no haber comunicado a su debido tiempo las zonas vulnerables según el Art. 3.2 de la Directiva. Asimismo se incluía en la Demanda una denuncia de incumplimiento por no haber comunicado los Códigos de buenas prácticas agrarias en virtud del Art. 4.2.

En un esfuerzo para hacer desistir a la Comisión de su denuncia, el Grupo Interministerial encargado del seguimiento del cumplimiento de la Directiva en España, convocó, en abril de 1997, a las Comunidades Autónomas para darles a conocer la situación y solicitarles su colaboración remitiendo urgentemente las relaciones de zonas vulnerables y los códigos de buenas prácticas agrarias. Los gobiernos autonómicos respondieron positivamente y así fue posible remitir a la Comisión de la UE la documentación exigida.

Independientemente de este procedimiento por infracción, la Comisión envió a España, el 21/11/97, un Dictamen Motivado, en el que denunciaba otros dos incumplimientos:

a) No se había remitido el informe cuatrienal que se exige de conformidad al Art. 10.1.
b) No se habían elaborado los Programas de actuación sobre las zonas vulnerables con arreglo al Art. 5.1.

Como respuesta a este Dictamen, España remitió a la Comisión, el 5/3/98, el informe requerido, a pesar de la poca información que cabía proporcionar, señalando además que la elaboración de los Programas sólo podía, como mucho, hallarse en fase incipiente, dado que las zonas vulnerables habían sido designadas muy recientemente.

Para complicar las cosas aun más, la Comisión, no satisfecha con la comunicación de zonas vulnerables tramitada unos meses antes por el Secretario de Estado de Aguas y Costas a través del Ministerio de Asuntos Exteriores, anuncia a España, con fecha 2/12/97, que no da por válida la designación de zonas vulnerables, por considerar que dicha designación no es oficial de acuerdo con el Art. 3 de la Directiva. Esta consideración es ratificada el 26/3/98 por el Abogado General de la Comisión, si bien en ningún momento se justifica por qué no es oficial la designación comunicada, ni tampoco se concreta en el Art. 3 de la Directiva qué requisitos ha de reunir tal designación. Simplemente, en la Directiva se dice (Art. 3.2) que los Estados miembros "designarán" y, más adelante, que "notificarán esta designación inicial a la Comisión".

Lo cierto es que España ha interpretado que el rechazo de la Comisión se debe a que las relaciones de zonas vulnerables han de ser publicadas en los boletines oficiales de las respectivas Comunidades Autónomas para merecer el calificativo de "oficiales" y ser aceptadas por la Comisión.

Con tal motivo, el Grupo de Seguimiento y las Comunidades autónomas, en reunión de 1 de abril de 1998, acordaron acelerar los procedimientos para la publicación de las zonas vulnerables en cada Boletín oficial. Hasta la fecha, algunos gobiernos Autonómicos han informado de su publicación oficial o de la tramitación en curso para este fin.

En definitiva, tanto España como la mayoría de los Estados miembros se encuentran en una situación de total dependencia de la Comisión, en la medida en que cada una de las obligaciones fijadas en la Directiva puede ser objeto de un procedimiento de infracción si no se cumple en el plazo debido, con el agravante de que cada obligación no puede cumplirse dentro de su plazo si no se ha podido cumplir la precedente en un orden racional de actuaciones.

En buena lógica, la única salida a esta absurda situación debería de ser un acuerdo con la Comisión para aprobar una regularización de todos los plazos, una vez asumido el retraso cometido en la transposición de la Directiva. Sin embargo, lo que pretende la Comisión es una especie de recuperación más o menos paulatina del tiempo perdido hasta ponerse al día con el calendario previsto. Mientras tanto, la mayoría de los Estados miembros nos encontraremos a merced de la buena voluntad de los funcionarios de la Comisión, ya que tampoco está nada claro cómo ni con qué premura se debe conseguir esa recuperación de tal modo que ésta sea admisible por la Comisión, sin tener que soportar una cadena continua de dictámenes motivados y procedimientos de infracción.

MESA REDONDA N.1: DIRECTIVA 676/91C DE NITRATOS: SITUACIÓN EN ESPAÑA

SANCHIS MOLL, Emilio*

(*) Sección Técnica de Medio Ambiente. Diputación de Valencia
Avda. Dr. Peset Aleixandre, 63. 46009 VALENCIA

RESUMEN

Analizando la Directiva 91/676/CEE se concluye que los Estados miembros deberían haber establecido las zonas vulnerables a la contaminación y uno o varios códigos de prácticas agrarias correctas al comienzo de 1994. Así mismo, deberían haber establecido, al comienzo de 1996, los correspondientes programas de acción con respecto a las zonas vulnerables.

En enero de 1998 la Comisión remite el preceptivo informe al Consejo y al Parlamento Europeo relativo al que los Estados Miembros deberían haberle aportado antes del 20-12-1996 pero que, al producirse un considerable retraso, ésta no puede remitirlo en la fecha prevista (20-6-1997) y lo retrasa un cierto tiempo para dar opciones a los Estados. Sin embargo, a pesar de todo ello, el informe de España, junto con el de Bélgica e Italia, no llega.

La transposición de la Directiva a la normativa española viene del Real Decreto 261/96 que encomienda a las Comunidades Autónomas que definan las zonas vulnerables (antes de septiembre de 1996), tras la determinación por el MOPTMA de las masas de aguas contaminadas o en riesgo de estarlo. Dado el retraso de la transposición a la legislación española y del MOPTA en remitir a las Comunidades autónomas esta información, éstas no pudieron cumplir los plazos exigidos. Según nuestra información actual, la Comunidad Valenciana aún no ha definido las zonas vulnerables aunque está próxima a hacerlo. Por otra parte, se desconoce si los criterios a adoptar en los planes de acción serán suficientes para prevenir la contaminación en zonas que podemos considerar estratégicas y si la corrección de las contaminaciones en otros lugares contemplan el tránsito del ion por la zona no saturada. Sin embargo, sí que se ha elaborado el código de prácticas agrarias correctas.

Palabras Clave: *Nitratos, Directivas, agricultura.*

LA DIRECTIVA Y LA C.E.E.

La Directiva 676/91 de la Comunidad Económica Europea, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura tiene un doble objetivo:

a.- Reducir la contaminación causada o provocada por los nitratos de origen agrario.

b.- Actuar preventivamente contra nuevas contaminaciones de dicha clase.

Para ello establece unos plazos en los que los Estados miembros deben definir las zonas vulnerables y establecer los correspondientes programas de acción sobre las mismas.

Como consecuencia de ello, impone para el 20-XII-1996 la presentación de un informe a la Comisión por cada Estado en el que se definan las zonas vulnerables y se establezcan los programas de acción, que ésta deberá presentar al Parlamento Europeo antes del 20-VI-1997. Como quiera que en aquella fecha tan sólo había llegado el informe de Irlanda, Estado en el que la contaminación por nitratos es verdaderamente testimonial, la Comisión retrasa la fecha hasta enero de 1998 en que presenta el informe de todos los Estados miembros a excepción de Bélgica, España e Italia.

Sin embargo, del estudio del informe de la Comisión destacan algunos aspectos de interés:

Así, de los doce Estados miembros que presentaron informe en la fecha retrasada, cinco de ellos, Alemania, Austria, Dinamarca, Luxemburgo y Países Bajos, declararon todo el territorio como zona vulnerable. Ello puede resultar fácilmente comprensible en el caso de Luxemburgo, incluso de los Países Bajos o Dinamarca, pero resulta altamente significativo en los casos de Alemania y Austria. Efectivamente, no cabe ninguna duda, que esta declaración implica la aplicación del código de buenas prácticas agrícolas y un plan de acción para reducir o prevenir, según los casos la contaminación, lo que sin dudar ni va a resultar gravoso para los agricultores ni implica enfrentamientos de intereses, lo que se traduce en una enorme diferencia de las características agrarias de estos Estados con los de los países mediterráneos. Este hecho, por sí mismo, debe ser planteado a la Comisión para que entienda la distinta forma de ver las cosas según la perspectiva agraria mediterránea.

Así se explica que Austria solicite medidas adicionales sobre las exigencias de la Directiva tales como que "se apliquen en todos los Estados miembros, sin excepciones, los límites máximos de fertilización con objeto de mitigar las actuales distorsiones de la competencia". Obviamente, estas competencias se refieren a los propios Estados miembros; por poner un ejemplo, la de los cítricos españoles con los alemanes o austríacos y, en ningún caso, con los marroquíes.

Alguna cosa más destacable es el hecho de que se eligieran 186 puntos de control para la vigilancia de las aguas subterráneas de Alemania, cuando todo el país es vulnerable, o que el Reino Unido declarase sus zonas vulnerables en base al control de 461 puntos, en nuestra opinión, claramente insuficiente.

LA DIRECTIVA Y EL ESTADO ESPAÑOL

Considerando la actuación del Estado Español, teniendo presente que el MOPTMA realizó un estudio para la "Definición y aplicación de los programas de actuación para el control de la contaminación por nitratos" (BOE nº 225 de 20-IX-94) con el objetivo de alcanzar el grado de conocimiento suficiente para dar cumplimiento a lo exigido en el Artº 10, de la Directiva, es decir, enviar el correspondiente informe a la comisión que hemos comentado anteriormente. Teniendo presente que ello se debía realizar en base a un mínimo de 450 muestras de aguas subterráneas, SANCHIS (1995), lo que unido a la red de control de aguas de superficie del propio Ministerio, a la del antiguo IGME, LOPEZ et al. (1983), y la de otros trabajos de la Provincia de Valencia , SANCHIS (1991) o de Cataluña, hay que concluir que era material más que suficiente, especialmente si se compara con el considerado por otros Estados, para cumplir con la exigencia del citado Art.10.

Ello no fue posible fundamentalmente porque la transposición de la Directiva 676/91 CEE a la legislación española no se realizó hasta la promulgación del R.D. 261/ 1996 de 16 de febrero, en el que se establecía:

1.- El MOPTMA, en las cuencas hidrográficas que excedan del ámbito territorial de una Comunidad Autónoma, deberá determinar las masas de agua que se encuentran afectadas por la contaminación o en riesgo de estarlo, por aportación de nitratos de origen agrario.

2.- En el plazo de seis meses las Comunidades Autónomas deberían definir las zonas vulnerables y dos años más tarde los programas de actuación.

Como la información del MOPTMA se retrasó considerablemente, las Comunidades Autónomas no pudieron cumplir los plazos y es en estos momentos cuando se encuentran presionadas para declarar las áreas vulnerables.

LA DIRECTIVA Y LA COMUNIDAD VALENCIANA

Si estudiamos las actuaciones emprendidas por la Comunidad Valenciana con el fin de comenzar a minimizar los efectos de los aportes de nutrientes al subsuelo hay que considerar que, efectivamente, las hay de gran interés.

Se ha realizado, por medio de la Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes, la cartografía sobre la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas a una escala de 1:50.000 que es un documento básico importante para la ordenación de las actividades potencialmente contaminantes en el territorio.

El Área de Medio Ambiente de la Diputación de Valencia está acabando un "Plan estratégico para la gestión de purines dentro de la Provincia" que pretende minimizar el impacto producido por el aporte de 3.200 t NO_3N^- que es aproximadamente el contenido de nutrientes de la producción de purines. Ello representa el 2,3% de los aportes totales de NO_3N^- de la provincia.

Además de todo ello, también promovido por la Diputación de Valencia, se ha comenzado la Cartografía Temática Ambiental a escala 1:25.000, que contempla la realización de mapas geoló-

gicos, litológicos, edafológicos, geomorfológicos, de vegetación actual y potencial , de paisaje, hidrogeológicos y de vulnerabilidad, más todos los derivados de ellos para su correcta explotación. Todo ello, incorporado a un sistema de información geográfica (SIG) al alcance de los gestores técnicos y políticos de la Comunidad, provinciales y municipales deberá constituir una herramienta extraordinariamente útil para minimizar los aportes de nutrientes al subsuelo procedentes de los vertidos líquidos urbanos, residuos industriales, vertidos sólidos urbanos, fertilización y cultivos.

Cabe destacar además la gran aportación realizada por la Consellería de Medio Ambiente que ha establecido un Plan de gestión de residuos que contribuirá decididamente a la consecución de los objetivos de minimizar el aporte de nutrientes al suelo y subsuelo.

Queda indicar que el establecimiento de las zonas vulnerables de la Comunidad Valenciana, el plan de buenas practicas agrícolas y el programa de acción para disminuir los efectos de los nitratos procedentes de la agricultura ha levantado una importante polémica y no pocos recelos entre los agricultores valencianos. Obviamente la problemática agrícola de esta zona no se parece en nada a la de Alemania, Austria, Países Bajos, Luxemburgo o Dinamarca. En consecuencia, las medidas a tomar deben de ser bien distintas y así hay que hacerlo ver a la Comisión, al Consejo y al Parlamento Europeo, para que se considere la posibilidad de que acuíferos vulnerados sobre los que se asientan cultivos intensivos, arbóreos u hortícolas, tan sólo utilizados para riego y algunos usos industriales y en ningún caso para abastecimiento, no tengan el mismo tratamiento que aquéllos de cultivos extensivos de cereales o similares.

Sin embargo, la pretensión de estos agricultores de demostrar o hacer ver a la Administración de que no es la fertilización agraria la mayor responsable de la contaminación no se puede argumentar pues, estudios recientes, SANCHIS (1991) ponen de manifiesto que ésta procede, al menos en la Provincia de Valencia, en un 74% de la fertilización. Además si se consideran zonas costeras, en las que la contaminación es elevada, como es la comarca de La Safor, la responsabilidad de los fertilizantes en la misma alcanza el 81% frente al resto de las fuentes potenciales de contaminación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

LOPEZ, J.A. & NIETO, P. (1983). La red de vigilancia de la calidad de las aguas subterráneas en España establecida por el Instituto Geológico y Minero de España. II Simposio de Hidrogeología. Vol.VIII: 317-328. AEHS. Madrid.

SANCHIS, E.J. (1991). Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la Provincia de Valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal. Ed. Graficuatre S.L., Valencia 333 p.p.

SANCHIS, E.J. (1995). La protección de las aguas subterráneas frente a fuentes contaminantes difusas y puntuales: evolución y actuaciones. Implicación en la ordenación del territorio. Jornadas sobre las aguas subterráneas en la Ley de Aguas Española: un decenio de experiencia. T. I: 267-279. AIH-GE. Murcia.

MESA REDONDA N.1: DIRECTIVA 676/91C DE NITRATOS: SITUACIÓN EN ESPAÑA

VALERO DE PALMA MANGLANO, Juan*

(*) Secretario General de la Federación Nacional de Comunidades de Regantes de España
Unidad Sindical de Usuarios del Júcar. Plaza Correo Viejo, 6. 46001 VALENCIA

RESUMEN

Como señala el Libro Blanco del Agua (MIMAM 1997. Pag. 130), el origen del problema de la contaminación por nitratos se atribuye a la agricultura (aplicación de fertilizantes) y a la ganadería, aunque en menor medida también los vertidos líquidos urbanos son fuente de compuestos nitrogenados, si bien sus consecuencias suelen ser más restringidas y localizadas en el entorno próximo a los puntos de vertido.

La agricultura necesita fertilizantes y abonos animales con altos contenidos en nitrógeno para incrementar la producción. La causa principal de la contaminación difusa son los nitratos aplicados en la agricultura tanto por los retornos y escorrentías que se producen en los regadíos con aguas superficiales como por la infiltración en el terreno de aguas con alto contenido de nitrógeno en el proceso de riego.

Por ello, se estudian en la ponencia posibles soluciones y medidas para el problema de la contaminación por nitratos: la limitación en las transformaciones en regadío; las medidas de control de la calidad de las aguas; la investigación; la formación y la información, etc..

Por último, se destaca el papel extraordinariamente importante en la reducción de la contaminación que podrían tener las Comunidades de Usuarios con potestades en la vigilancia e inspección de la calidad de las aguas del acuífero y con facultades sancionadoras según lo previsto en sus ordenanzas y el Real Decreto 1398/93.

Palabras Clave: *Nitratos, Directiva, agricultura.*

LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

El uso excesivo de fertilizantes resulta perjudicial para la calidad de las aguas subterráneas y superficiales y, en definitiva, para el medio ambiente.

En el Título V de la Ley de Aguas y en el Título II del Reglamento del Dominio Público Hidráulico se desarrollan las disposiciones relativas a la protección contra el deterioro de los recursos hídricos. La contaminación se define como "*la acción y el efecto de introducir condiciones en el agua que, de un modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica*".

Como señala el Libro Blanco del Agua (MIMAM 1997. Pag. 130), el origen del problema de la contaminación por nitratos se atribuye a la agricultura (aplicación de fertilizantes) y a la ganadería, aunque en menor medida también los vertidos líquidos urbanos son fuente de compuestos nitrogenados, si bien sus consecuencias suelen ser más restringidas y localizadas en el entorno próximo a los puntos de vertido.

Las causas de esta contaminación son diversas:

1.- La utilización abusiva de abonos nitrogenados en los campos. Los agricultores echan sulfato amónico, nitrato de cal, etc., en ocasiones, en exceso. En estos casos, una parte del nitrógeno es lavado por el agua y se infiltra en los acuíferos.

La agricultura necesita fertilizantes y abonos animales con altos contenidos en nitrógeno para incrementar la producción. La causa principal de la contaminación difusa son los nitratos aplicados en la agricultura tanto por los retornos y escorrentías que se producen en los regadíos con aguas superficiales como por la infiltración en el terreno de aguas con alto contenido de nitrógeno en el proceso de riego.

La aplicación incorrecta de fertilizantes, que con frecuencia sobrepasa las necesidades del cultivo, y las prácticas de riego poco eficientes, favorecen el lavado de nitratos y su incorporación al acuífero. Las consecuencias se acentúan en las áreas regadas con aguas subterráneas, debido al reciclado de éstas.

La contaminación por actividades agrícolas se produce por la infiltración de aguas (lluvia o riego) que disuelven y arrastran abonos y pesticidas. La explotación del acuífero conlleva el riesgo de utilización de aguas contaminadas, si se realiza sin las debidas precauciones, como ocurre en la contaminación por nitratos que actualmente presentan algunas de las unidades hidrogeológicas, principalmente las situadas en el Levante español.

2.- Como reconocía públicamente Millán Millán, Director del Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) (Las Provincias 8 de mayo de 1998), otra causa importante es la contaminación atmosférica procedente de las industrias y los vehículos, el nitrato atmosférico, que termina precipitándose en el suelo y finalmente en el agua.

Apoya estas tesis el hecho de haberse observado crecientes concentraciones de nitratos en manantiales de alta montaña de los Alpes, Pirineos, etc.. donde no hay agricultura intensiva.

Las zonas regables donde la contaminación por nitratos afecta de forma importante son el litoral mediterráneo, y es especialmente el Maresme, donde se llega a superar los 500 mg/l, y grandes áreas de las planas costeras del Júcar (Castellón y Valencia) donde se superan 100 mg/l. Entre las unidades interiores, la Llanura Manchega, el aluvial del Ebro y algunos sectores del valle del Guadalquivir (aluviales del Guadalquivir y Guadalete) son las más afectadas, con contenidos entre 50 y 100 mg/l de nitratos. De forma local la presencia de nitratos afecta a diversas áreas de las cuencas del Duero (Esla-Valderaduey y Arenales), Tajo (La Alcarria, Tietar y Ocaña), Sur (Campo de Níjar, Dalías y Fuente Piedra) y Segura (Campo de Cartagena y Vega del Segura).

Como consecuencia de las presiones de Bruselas, están preparándose en España las normativas y disposiciones sobre los nitratos en las aguas subterráneas. El tema ha tenido un especial tratamiento en los medios de comunicación al conocerse la existencia de suministros de agua potable con niveles de nitratos que se consideran peligrosos para la salud (por encima del nivel admisible de 50 mg/l).

LA DIRECTIVA 91/676/CEE

Los principios y objetivos de la política de medio ambiente de la Comunidad, tal como se establecen en el artículo 130 R del Tratado, consisten particularmente en prevenir, reducir y, en la medida de lo posible, eliminar la contaminación, dando prioridad a la intervención en la fuente y garantizando la gestión prudente de los recursos naturales, de acuerdo con el principio de "quien contamina paga" y el principio de prevención de la contaminación.

Esta directiva comunitaria, aprobada por el Consejo el 12 de diciembre de 1991, trata de la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura y surgió de la necesidad de "... *reducir en los países comunitarios la contaminación de las aguas provocada o inducida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, así como prevenir en mayor medida dicha contaminación para proteger la salud humana, los recursos vivos y los ecosistemas acuáticos, así como salvaguardar los usos legítimos de las aguas* ...". El objeto de la directiva es, por tanto, doble: reducir la contaminación por nitratos y prevenir la aparición de nuevos procesos contaminantes.

Para ello, y con referencia a las aguas subterráneas, se deberán identificar, en primer lugar, *las zonas afectadas* por la contaminación (las que presenten contenidos de nitratos superiores a 50 mg/l), así como los que manifiesten una tendencia creciente de esta contaminación que haga prever razonablemente que dicho contenido de nitratos se alcanzará en el futuro si no se adoptan medidas de protección. En segundo lugar, se identificarán también las *zonas vulnerables* a la contaminación por nitratos, que, en el caso de las aguas subterráneas, corresponden a las zonas de recarga de los acuíferos afectados o en riesgo de estarlo.

Dificultades de aceptación e implantación en el sector agrario español

Existen dificultades de aplicación de la Directiva desde el punto de vista legal tanto en el Derecho Comunitario como en el Derecho Español.

Existen dificultades de aplicación de la Directiva, propias de la naturaleza y características del Derecho Comunitario, pues son los estados miembros los que:

- *"determinarán, ..., las aguas afectadas por la contaminación y las aguas que podrían verse afectadas por la contaminación si no se toman medidas ...."*

- *"examinarán y, si procede, modificarán o ampliarán las designaciones de zonas vulnerables en un plazo adecuado y como mínimo cada cuatro años, a fin de tener en cuenta cambios y factores no previstos en el momento de la designación anterior. Notificarán a la Comisión cualquier modificación o ampliación de las designaciones en un plazo de seis meses."*

- *no estarán obligados a determinar zonas vulnerables específicas en caso de que elaboren y apliquen programas de acción contemplados en el artículo 5 con arreglo a lo dispuesto en la presente Directiva en todo su territorio nacional.*

- *elaborarán uno o más códigos de prácticas agrarias correctas que podrán poner en efecto los agricultores de forma voluntaria.*

- *establecerán, cuando sea necesario, un programa de fomento de la puesta en ejecución de dichos códigos de prácticas agrarias correctas, el cual incluirá la formación e información de los agricultores*

- *pondrán en vigor las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas necesarias para dar cumplimiento a la presente Directiva en un plazo de dos años a partir de su notificación. Informarán de ello inmediatamente a la Comisión.*

Superados ampliamente los plazos previstos en la Directiva se produjo su trasposición a la legislación española con el R.D. 261/1996, de 16 de Febrero.

En la normativa contenida en la Ley de Aguas y sus disposiciones reglamentarias no se contemplaba específicamente el deterioro de la calidad de las aguas originado por procesos de contaminación procedentes de fuentes de tipo difuso. Ello constituía una importante laguna en el marco legal de protección de los recursos hídricos subterráneos.

También existen dificultades en la puesta en práctica de la Directiva por las distintas administraciones, con sus respectivas competencias, que intervienen:

1. Europa

En definitiva, vemos una vez más como Europa se ocupa del medio ambiente porque es un factor clave en la competitividad el mantenimiento de los mismos costes ambientales en la producción. El proceso de producción debe respetar la naturaleza y el medio natural y las exigencias medioambientales deben ser homogéneas.

El medio ambiente se abre camino en la Comunidad Europea al mencionar el Tratado de Roma la necesidad de conseguir un desarrollo armónico de las economías en el conjunto de la Comunidad

y resultar, además, que las diferencias entre los Estados en las exigencias medio ambientales repercuten en la libre competencia dada la internalización de los costes de la lucha contra la contaminación en los precios de los productos.

El medio ambiente es un arma económica para la competencia. No sería razonable que la agricultura española que necesita por sus condiciones climatológicas e hidrológicas el uso de aguas subterráneas en mayor medida que la europea, se viera perjudicada o limitada por una normativa estricta o restrictiva en los límites de nitratos que se establezcan.

2. La Administración Central

La Ley de Aguas de 1985 entró en vigor el 1 de enero del año siguiente. Según esta norma, las aguas subterráneas y los acuíferos pasan a integrarse en el dominio público hidráulico a los efectos de los actos de disposición o afección de los recursos hídricos. Las funciones de ordenación, gestión y tutela del dominio público hidráulico corresponden a la Administración del Estado en las cuencas hidrográficas que exceden del ámbito territorial de una sola Comunidad Autónoma; en las cuencas comprendidas íntegramente en el territorio de una Comunidad Autónoma, pueden éstas reclamar para sí el ejercicio de las funciones relativas al dominio público hidráulico. En las cuencas intercomunitarias una parte importante de estas funciones -autorizaciones, concesiones, planes de cuenca, proyectos y obras- están encomendadas a los Organismos de cuenca o Confederaciones Hidrográficas, entidades de Derecho Público con personalidad jurídica distinta de la del Estado, adscritas al Ministerio de Medio Ambiente.

3. Las Comunidades Autónomas

Por otra parte, son las Comunidades Autónomas las que ejercen las competencias en Agricultura y Medio Ambiente.

En la Comunidad Valenciana, la Consellería de Agricultura Pesca y Alimentación está elaborando un plan, en aplicación de la Directiva 676/91, para proteger las aguas subterráneas de la contaminación de nitratos.

Se establecerán cantidades máximas permitidas por hectárea y año para hacer aportaciones al terreno de nitrógeno.

Estas cifras serán inferiores a las utilizadas habitualmente en los cultivos intensivos por lo que se producirán previsiblemente disminuciones en la producción y en las rentas de los agricultores. La solución vendría por la aplicación de programas de ayudas complementarias para los agricultores con compensaciones económicas por aplicar las prácticas más adecuadas con la naturaleza.

Todo ello es especialmente preocupante en una situación de fuerte competencia en el sector agrícola que conlleva una disminución de precios y la solución es intentar obtener mayores rendimientos por unidad de superficie, lo que es incompatible con una drástica reducción del abonado. (La Provincias 30-4-98)

Además las frutas tienen como principal concepto de calidad el calibre. Sin un calibre adecuado no hay salida comercial ni precio.

POSIBLES SOLUCIONES

Intentaremos apuntar brevemente posibles soluciones a la cuestión de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas. Dada la complejidad del problema se proponen medidas heterogéneas y soluciones directas e indirectas.

La limitación en las transformaciones en regadío

En España, durante los últimos cincuenta años, se ha pasado de algo más de un millón a más de tres millones de hectáreas en regadío. Las zonas regables se localizan en ocasiones sobre acuíferos con un alto grado de vulnerabilidad a la contaminación, cuyas aguas a veces se utilizan en el abastecimiento a poblaciones próximas.

En situaciones de amenaza probada para la calidad de las aguas subterráneas destinadas a abastecimiento de la población, la transformación de cultivos y la sustitución de regadíos podría plantearse con las adecuadas compensaciones y el estudio de las alternativas.

Además, se deben destinar los recursos públicos a hacer los regadíos actuales sostenibles, priorizando la modernización de los regadíos actuales sobre las nuevas transformaciones en regadíos que finalmente resulten necesarias, de acuerdo con criterios económicos, sociales, medioambientales, de ordenación del territorio y mantenimiento de la población.

Las medidas de control de la calidad de las aguas

Los Estados miembros elaborarán y pondrán en ejecución programas de control adecuados para evaluar la eficacia de los programas de acción establecidos.

Los Estados miembros que apliquen el artículo 5 en todo su territorio nacional controlarán el contenido de nitrato en las aguas (superficiales y subterráneas) en puntos de medición seleccionados mediante los que se pueda establecer el grado de contaminación de las aguas provocado por nitratos de origen agrario.

Otras medidas necesarias son las siguientes:

1) Programas de acción que incluyan medidas que limiten la aplicación a las tierras de todos los fertilizantes que contienen nitrógeno y el establecimiento de límites específicos para la aplicación de los abonos animales.

2) Control y establecimiento de límites en las aportaciones de fertilizantes a los campos.

3) Revisión obligatoria de los niveles de nitratos en los pozos, etc...

La investigación

La ciencia debe dar soluciones a un problema que se puede minimizar o reducir con las investigaciones en marcha. Los avances científicos deben conseguir una mayor eficacia en el fraccionamiento de la fertilización y reducir las pérdidas por lixiviación.

En este camino, los trabajos de RAIGON et al. (1996) señalan que la fertilización nitrogenada en cítricos, ocasiona importantes pérdidas de nitrógeno, repercutiendo directamente en la economía de la producción citrícola, además de tener consecuencias perjudiciales para el medio ambiente. La utilización de fertilizantes nitrogenados de aporte controlado es una solución a este problema, asegurando una agricultura sostenible, rentable y poco contaminante.

La formación y la información

Los Programas que permitan la formación e información de los agricultores, art. 4.1.b) "*establecerán, cuando sea necesario, un programa de fomento de la puesta en ejecución de dichos códigos de prácticas agrarias correctas, el cual incluirá la formación e información de los agricultores*".

Es necesaria una acción educativa y de divulgación continuadas, a fin de concienciar a los distintos agentes implicados -administraciones, sectores económicos y usuarios- sobre la necesidad de compartir solidariamente las tareas de protección del recurso.

Como consecuencia de todo ello, la protección de las aguas subterráneas no se debería percibir como una política limitadora del desarrollo, sino, por el contrario, como una contribución a las mejoras de la calidad ambiental y de vida, dirigida a ofrecer bienes y servicios que no provoquen disfunciones en los ecosistemas asociados al medio hídrico.

Esto lleva a la necesidad de formar adecuadamente a los regantes mediante el establecimiento, por una parte, de cursos de capacitación profesional y, por otra, de agencias o servicios de asesoría e información periódica, con líneas de permanente divulgación entre los agricultores de cualquier nueva tecnología que aparezca en materia de regadíos y de las prácticas más adecuadas para la agricultura sostenible.

Medidas de asignación de recursos en función de la calidad exigida por cada demanda

La utilización de aguas con nitratos para la agricultura es beneficiosa para los cultivos al llevar el agua incorporada el abono y produce una "descontaminación" del agua.

Las aguas con nitratos deben utilizarse preferentemente en agricultura, donde las limitaciones en cuanto a calidad se refieren a la salinidad y al contenido en sodio y dependen del tipo de cultivo y de las características del suelo.

Medidas de tipo económico

Para reducir la contaminación difusa de origen agrario, no es aconsejable la adopción de medidas sancionadoras, en la línea de imputación de daños al Dominio Público Hidráulico. Por ello, para la prevención de la contaminación difusa, se puede siempre recurrir a incentivos, en forma de ayudas financieras, dirigidos a estimular procesos productivos que tiendan a reducir o eliminar los efectos medioambientales negativos.

La solución vendría por la aplicación de programas de ayudas complementarias para los agricultores con compensaciones económicas por aplicar las prácticas más adecuadas con la naturaleza.

El Medio Ambiente beneficia a todos, a la sociedad en su conjunto, y las medidas de mejora y protección deben recibir el apoyo presupuestario.

Medidas de tipo organizativo: El papel de los Usuarios y de las Comunidades de Regantes de Aguas subterráneas

Es una realidad que la administración pública (MIMAM, Confederaciones Hidrográficas, Comunidades Autónomas,....) no puede controlar ni gestionar el uso de las aguas subterráneas como han hecho las Confederaciones Hidrográficas con las aguas superficiales.

La declaración de dominio público de las aguas subterráneas y la asignación de las competencias a las Confederaciones Hidrográficas sobrevaloraba la capacidad de gestión de la administración hidráulica. La realidad social, el incremento de regadíos, etc... ha desbordado la capacidad de la administración para controlar la cantidad y calidad de las aguas subterráneas.

El carácter individual de los aprovechamientos, la existencia de aguas privadas junto a las públicas, su falta de visualización, etc.. exigen para las aguas subterráneas medidas y respuestas distintas a las aguas superficiales.

Por ello, una vez definidas por las leyes y los Planes Hidrológicos los derechos, las normas de explotación y los medios de protección, se debe implicar a los usuarios en la corrección de los hábitos de conducta y en el cambio de una realidad social excesivamente individualista y egoísta en el caso de las aguas subterráneas. Ello también es posible respecto a la calidad y al problema de la contaminación por nitratos.

Si el medio ambiente está presente en la política hidráulica y en la legislación de aguas como un objetivo, la protección de la calidad del dominio público hidráulico puede ejercerse por las Comunidades de Usuarios.

Conviene señalar que estas Comunidades de Usuarios deben integrar a todos los que utilizan aguas procedentes de un acuífero pues en cualquier unidad hidrogeológica existe una interrelación, más o menos importante, entre todos sus aprovechamientos.

En esta línea, cuando hay problemas de sobreexplotación, el artículo 79.2 del Anteproyecto de Reforma de la Ley señala:

"2. En los acuíferos declarados sobreexplotados o en riesgo de estarlo en aplicación del apartado 2 del artículo 54 de esta Ley, será obligatoria la constitución de una Comunidad de Usuarios. Si transcurridos seis meses desde la fecha de la declaración de sobreexplotación no se hubiese constituido la Comunidad de Usuarios, el Organismo de cuenca la constituirá de oficio, convocando y presidiendo la Junta General, redactando los Estatutos y procediendo a su aprobación, previo dictamen del Consejo de Estado e informe de la Junta de Gobierno del

Organismo de cuenca, si la Junta General no hubiese llegado a ninguna decisión".

"3. Los Organismos de cuenca podrán celebrar convenios con las Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas, al objeto de establecer la colaboración de éstas en las funciones de control efectivo del régimen de explotación y respeto a los derechos sobre las aguas. En estos convenios podrá preverse, entre otras cosas, la sustitución de las captaciones de aguas subterráneas preexistentes por captaciones comunitarias, así como el apoyo económico y técnico del Organismo de cuenca a la Comunidad de usuarios para el cumplimiento de los términos del convenio."

En dichos convenios puede descansar en gran medida el control del acuífero, pues cabe pensar que todos sus usuarios estarán interesados en que no se llegue a situaciones de sobreexplotación o de grave contaminación, dada las graves consecuencias que se derivarían para ellos. Además, los convenios pueden promover y financiar las medidas de fomento de calidad de prácticas agrarias, los planes de formación, etc...

Dado el carácter de Corporación de Derecho Público de las Comunidades de Usuarios, podrían tener un papel extraordinariamente importante en la reducción de la contaminación por las siguientes razones:

1. Porque puede ser competencia de la Comunidad el mantenimiento de la calidad de las aguas del aprovechamiento. Basta ver el carácter de "*numerus apertus*" de las competencias de las Comunidades de Usuarios:

   - Artículo 216.3.m) R.D.P.H.: "*Es competencia de la Junta General, o Asamblea, de la Comunidad de Usuarios:*

     m) Cualquier otra facultad atribuida por las Ordenanzas y disposiciones legales vigentes"

   - Artículo 220 R.D.P.H.: "*Son atribuciones de la Junta de Gobierno:*
     "a*) Velar por los intereses de la Comunidad, promover su desarrollo y defender sus derechos.*

     h) Someter a la Junta General cualquier asunto que estime de interés.

     m) Hacer que se cumpla la legislación de aguas, las Ordenanzas de la Comunidad y sus Reglamentos y las órdenes que le comunique el Organismo de cuenca, recabando su auxilio en defensa de los intereses de la Comunidad.

     o) Cuantas otras facultades le delegue la Junta general o le sean atribuidas por las Ordenanzas de la Comunidad y disposiciones vigentes y, en general, cuanto fuere conveniente para el buen gobierno y administración de la Comunidad."

2. Porque vienen obligadas a realizar "*las obras e instalaciones que la Administración les ordene a fin de evitar el mal uso del agua o el deterioro del dominio público hidráulico*" (artículo 75.3 L.A.) y luego repercuten los gastos entre sus miembros. Se facilitaría un sistema de

financiación privada de las medidas.

3. Porque pueden establecer el carácter obligatorio de las medidas, al redactar sus propias ordenanzas, incluyendo un régimen sancionador, donde se regule la explotación en régimen de autonomía interna de los derechos hidráulicos inherentes al aprovechamiento (A. 73 L.A.)

   Estas medidas que resultan difíciles de imponer, siempre cabe su cumplimiento con carácter voluntario por la autoregulación que suponen los Estatutos de la Comunidad.

   No habrá inconveniente en que en las Ordenanzas y Estatutos se establezcan medidas y sanciones que velen "por el buen orden del aprovechamiento" que debe incluir referencias no sólo a la cantidad sino también a la calidad, con acciones preventivas que preserven la misma.

   El Real Decreto 261/96 establece en su artículo 5 que los agricultores podrán poner en marcha el código de buenas prácticas agrarias "de forma voluntaria". Salvo en los llamados "Programas de acción" que son obligatorios.

   Ello ya muestra las dificultades para llevar a la práctica estas medidas. Un camino que podría tener resultados podría ser la incorporación a los Estatutos de la Comunidad de Usuarios de la obligatoriedad de cumplir estas medidas para el mantenimiento de la calidad de las aguas con referencias a:
   - Las condiciones de aplicación de fertilizantes a tierras cercanas a cursos de aguas.
   - Las medidas para evitar la contaminación del agua por escorrentía y filtración, etc, etc...

4. Porque realizan "*las funciones de policía, distribución y administración de las aguas*" (artículo 199.2 R.D.P.H.). Entre las funciones de policía podrían incorporarse las medidas de control de la calidad del acuífero, etc...

   Además, en el condicionado de las nuevas concesiones del acuífero se puede establecer por la administración la obligatoriedad de cumplir estas medidas y las establecidas en los Estatutos de la Comunidad.

CONCLUSIÓN

En definitiva, la Comunidad de Usuarios podría tener potestades de vigilancia e inspección a favor de la calidad de las aguas del acuífero y facultades sancionadoras según lo previsto en sus ordenanzas y el Real Decreto 1398/93.

Vista la imposibilidad de la administración de controlar la cantidad de agua que extraen los usuarios de un acuífero y los problemas de calidad de un acuífero, se abren unas posibilidades muy importantes para la actuación de las Comunidades de Usuarios.

Todas estas previsiones deberían incorporarse al texto del Anteproyecto de Ley de Reforma de la Ley de Aguas para dar un respaldo y cobertura legal a las medidas de protección de la calidad de las aguas que pueden aplicar las Comunidades de Regantes.

De la misma manera que las Comunidades de Regantes han colaborado ejemplarmente para la

más justa y cómoda distribución de las aguas, en un futuro cercano pueden colaborar para velar por la calidad de las aguas y la defensa del medio ambiente.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

MIMAM (1997). Libro Blanco del Agua. Versión 7.0. Índice V.6.0. Madrid.

MOPTMA-MINER (1994). Libro Blanco de las Aguas subterráneas. Serie monografías. Madrid.

FNCRE (1997). Alegaciones de la Federación Nacional de Comunidades de Regantes de España al Borrador de Anteproyecto de Ley de Reforma de la Ley de Aguas de 16 de Mayo de 1997. Madrid.

RAIGON, M.R.; PRIMO YÚFERA, E; MAQUIEIRA, A.; PUCHADES, R (1996). *Available N in the root area for citrus orchards fertilized with Sulphur-Coated-Urea and Ammonium Nitro-Sulphate.*

RAIGON, M.R.; PRIMO YÚFERA, E; MAQUIEIRA, A.; PUCHADES, R. (1996) *The use of slow-release fertilizers in citrus. Journal of Horticultural Science (1996) 71 (3) 349-359. Aceptado para publicación en Nutrient Cycling in Agroecosystems.*

RESUMEN DE LA MESA REDONDA N.1: DIRECTIVA EUROPEA 676/91C DE NITRATOS: SITUACIÓN EN ESPAÑA

MANZANO ARELLANO, Marisol* (Autora de la síntesis) y FERNÁNDEZ RUIZ, Loreto (Moderadora)**

(*) D.I.T./E.T.S.I.C.C.P.-UPC. Gran Capitán, s/n, Módulo D-2. 08034 BARCELONA
(**) ITGE. Ríos Rosas, 23. 28071 MADRID

Cuatro de los integrantes de la mesa pertenecen a organismos de la Administración, tres de la Central y uno de la Autonómica (Comunitat de les Illes Balears); el quinto integrante pertenece al ámbito de los usuarios de aguas subterráneas para regadio. Esta configuración queda perfectamente reflejada en las aportaciones personales de cada uno de ellos a la Mesa: basada en la situación actual de la aplicación de la normativa en España en general y en dos Comunidades Autónomas en particular (C. Valenciana y C. de les Illes Balears) en el caso de los primeros; centrada en las dificultades reales de aplicación por parte de los agricultores y en las posibles soluciones para agilizarla, en el caso del último. Sus respectivas aportaciones a la Mesa se exponen a continuación entremezcladas para dar unidad temática a esta síntesis.

La Directiva 676/91C relativa a la protección de las aguas contra la contaminación por nitratos de origen agrario entró en vigor el 19 de diciembre de 1991. Su trasposición legal a todos los países de la UE debía haberse realizado en el plazo de dos años, pero en todos los países se retrasó en mayor o menor grado. En España se realizó el 12 de marzo de 1996. Sin embargo, para la Comisión Europea siguen siendo vinculantes los plazos establecidos por la Directiva 676/91C y no ha tenido en cuenta el retraso en la trasposición. Esto ha ocasionado la imposibilidad de cumplir los plazos de realización de ciertas obligaciones que dependen, a su vez, de plazos anteriores no cumplimentados. Es el caso de la elaboración y ejecución del primer programa cuatrienal de actuación sobre zonas vulnerables o de la revisión de la lista de zonas designadas vulnerables inicialmente, que no se han podido realizar a su debido tiempo por no haberse realizado previamente la declaración inicial de las zonas vulnerables del país. Ello ha ocasionado que la Comisión Europea presentara una denuncia contra España ante el Tribunal de Justicia de Luxemburgo y posteriormente un Dictamen Motivado con una nueva denuncia de no cumplimiento de plazos.

En opinión de J. L. Ortiz, la situación de incumplimiento de plazos se mantiene debido a dificultades tanto de tipo conceptual como de puesta en práctica. Así, muchas de las disposiciones de la Directiva están pensadas para la climatología y prácticas agrícolas imperantes en los países de

centro y norte de Europa, y no son directamente aplicables a las condiciones en nuestro país. Por ejemplo, sugiere que en nuestro caso podrían considerarse excluidos de ciertas restricciones aquellos acuíferos que sólo se usan para riego y no para abastecimiento humano, ya que se podría usar el agua subterránea contaminada por nitratos sin necesidad de añadirle fertilizantes. También debería tenerse en cuenta que en no pocos casos el origen de la contaminación por nitratos es pecuario, urbano o industrial, y muchas veces mixto, siendo dificil discriminar la fuente y mucho menos cuantificar su contribución relativa. Muchas otras veces es dificil establecer si un determinado acuífero, aún sin estar contaminado, es vulnerable o está en vías de estar contaminado. En muchos acuíferos de nuestro país los nitratos están aún en la zona no saturada en lento transporte hacia la zona saturada o en la parte más somera de la zona saturada, siendo a veces muy dificil detectarlos. A. Sahuquillo apunta que, en muchos de estos casos, esos acuíferos se pueden usar si se sabe cómo funcionan y se construyen adecuadamente las captaciones, con su zona de admisión suficientemente por debajo del nivel freático y sin provocar la comunicación (cortocircuito) entre niveles piezométricos diferentes. Esto requiere una consideración cada vez más detallada de cada caso particular, cosa que según M. Bigeriego la Comisión Europea no contempla.

En cuanto a las dificultades de puesta en práctica de la Directiva, un claro ejemplo de ellas es el hecho de que los Códigos de Buenas Prácticas Agrícolas que han debido elaborar las Comunidades Autónomas para cumplir uno de los requerimientos de la Directiva no tienen carácter obligatorio sino voluntario. J. Valero manifiesta que dificilmente los agricultores van a realizar voluntariamente algo cuyos efectos son contrarios a sus intereses, dado que muchas de estas "buenas prácticas" conllevan una disminución de la producción por ha, mientras que las leyes del mercado requieren justo lo contrario para aumentar la competencia. En su opinión este tipo de dificultades se resolvería involucrando activamente a las Comunidades de Regantes y de Usuarios de Aguas Subterráneas en la puesta en práctica de las medidas. Argumenta que estas asociaciones podrían, mediante convenios con las Confederaciones Hidrográficas y en el marco de la responsabilidad que les otorga la Ley de Aguas, realizar incluso una labor de policía, imponiendo la práctica de buenos usos mediante un régimen autosancionador interno. También sugiere como posibles medidas de solución, entre otras, que la administración use medidas incentivadoras en vez de penalizadoras, que se forme e informe debidamente al agricultor, que se permute la conversión al regadio de terrenos tradicionalmente de secano por la mejora de la eficiencia del riego en los de regadio y que se investigue más para mejorar la eficacia de la fertilización y disminuir la lixiviación de los fertilizantes.

En relación con la información, E. Sanchis manifiesta que la Comunidad Valenciana es pionera en el país en haber confeccionado una cartografía temática, además de sendos planes de gestión de residuos y de gestión de purines. En su opinión esta información es fácilmente trasladable al agricultor en forma de CD ROM de contenido y precio asequibles. En relación con la investigación sobre fertilizantes, J. Valero pone como ejemplo un trabajo (ver referencia bibliográfica en el texto de la presentación oral de J. Valero en estas Jornadas) en el que se demuestra que el uso de fertilizantes nitrogenados en cítricos conlleva una gran pérdida del fertilizante por lixiviación, recomendándose el uso de fertilizantes de aporte controlado. En el mismo sentido, E. Sanchis manifiesta que el INIA ha realizado estudios sobre la capacidad de substitución del abono nitrogenado por el nitrógeno de los lodos de depuradora. La substitución de los fertilizantes sintéticos por abono orgánico no resolverá el problema de la contaminación si no se realiza controlando también las aportaciones por ha.

Los retrasos de aplicación que todo esto ocasiona van a seguir provocando procedimientos de infracción por parte de la Comisión. En opinión de J.L. Ortiz, la única solución posible para terminar con la actual situación de dependencia total de la Comisión Europea es establecer, de común acuerdo con ella, una regularización de los plazos que aún quedan por cumplir, en vez de la puesta al día paulatina de los cumplimientos que pretende la Comisión, difícilmente alcanzable.

En cuanto a la situación actual de la contaminación por nitratos de los acuíferos de nuestro país, la mayoría de los acuíferos costeros mediterráneos y muchos otros del interior situados en las cuencas de los grandes ríos presentan concentraciones por encima de los 50 mg/l que establece la Directiva como límite superior admisible. En el Maresme (Barcelona) se superan los 500 mg/l; en las planas costeras del Júcar (Castellón y Valencia) se superan los 100 mg/l; la Llanura Manchega y amplios sectores de los aluviales del Ebro, Guadalquivir y Guadalete presentan concentraciones entre 50 y 100 mg/l. El resto de zonas afectadas está más localizado y raramente presenta valores superiores a 100 mg/l. En cuanto a la Islas Baleares, A. Barón apunta que Mallorca es la isla que concentra la mayor actividad agrícola y también la que presenta los mayores casos de contaminación, con el caso excepcional del área de Sa Pobla donde las concentraciones medias de nitrato están entre 200 y 700 mg/l. Los problemas principales de las Islas son la ausencia de puntos de control adecuados y la existencia de prácticas agrícolas tan perjudiciales como el vertido del abono directamente en los pozos. Según Barón las necesidades de control más urgentes (y aplicables a todas las Comunidades Autónomas) son la construcción de redes específicas de control con sondeos ranurados a distintas profundidades y la designación del organismo responsable y del método de control de aplicación de la normativa.

En resumen, hay un común acuerdo en la opinión de los integrantes en cuanto a la necesidad de adaptar las condiciones de la Directiva a las características climáticas y de usos de los acuíferos en nuestro país, así como de convencer a la Comisión Europea de las causas de ello. Asímismo, se refleja la existencia aún de muchas incertidumbres relativas tanto a los casos en que se debe aplicar la normativa como a las medidas de control de su aplicación, a quién va a llevar a cabo ese control y a si las redes de observación que existen son adecuadas para ello. Se pone de manifiesto también las necesidades de conocimiento que aún existen respecto al funcionamiento de cada acuífero y también respecto a la mejora de los fertilizantes para que sean más eficaces para los cultivos pero menos contaminantes para el medio ambiente. Por último, cabe destacar la total disposición de las organizaciones de regantes y de usuarios de aguas subterráneas a colaborar activamente con la administración en la puesta en práctica de la normativa, a lo cuál ayudaría una mejor formación e información de los agricultores y el fomento de medidas incentivadoras en vez de penalizadoras.

TEMA 2:

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES

CONFERENCIA N.2.1: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA ADMINISTRACIÓN

NIÑEROLA PLÀ, Josep Mª*

(*) Junta de Sanejament. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya
Provença, 204-208. 08036 BARCELONA

RESUMEN

Ante la percepción de la degradación del agua en tantos acuíferos, se estima de interés proponer unas consideraciones acerca de la existencia de mecanismos para abordar, desde la Administración pública, la defensa del agua subterránea a través de algunos recursos normativos del ordenamiento jurídico vigente. Se aprecia que el concepto de vertido, establecido en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, así como los requisitos exigibles en el preceptivo procedimiento de autorización de todas las actividades susceptibles de producir afección o degradación del agua subterránea, constituyen, por sí mismos, un poderoso instrumento de prevención. Se expone la evolución previsible de la gestión de las aguas residuales urbanas a tenor de la directiva europea referente a su depuración y su correspondiente trasposición a la legislación española y se pasa revista, de forma sucinta, a la problemática de los vertidos de aguas residuales de origen industrial. En último lugar se esboza el mecanismo de control de la calidad de las aguas y, en función de la experiencia de nuestro equipo de trabajo, se hace un breve repaso del estado de las aguas subterráneas en lo concerniente a los contaminantes más habituales en nuestro ámbito de actuación.

Palabras Clave: *Contaminación, actividades urbanas, aguas residuales urbanas, aguas residuales industriales.*

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente los estudios hidrogeológicos han analizado el flujo del agua, la recarga y la descarga de un acuífero, a partir de sus parámetros y de la consideración del agua como un medio homogéneo, monofásico y estable. Desde hace unos años, la interacción con las aguas subterráneas de un elevado número de compuestos inconvenientes, ha generado la necesidad de ampliar el

ámbito de las investigaciones tradicionales en este medio. El transporte de contaminantes en el subsuelo cobra ahora mayor importancia y su estudio requiere considerar mecanismos físicos, químicos y biológicos que influyen en la migración, degradación de los contaminantes y en la regeneración de los acuíferos. Ahora, en el ámbito de la hidrogeología moderna, corresponde estudiar el comportamiento de múltiples sustancias químicamente complejas, no sólo en la zona saturada sino también en el suelo y en la zona no saturada, así como esquemas de regeneración de los medios afectados que han de combinar tecnologías nuevas especializadas con una continua reelaboración de aspectos concretos de la hidrogeología.

La intervención pública en la gestión de las aguas, en particular las subterráneas, queda explicitada en la vigente ley de aguas que, reconociendo que el agua es un bien de dominio público, establece los principios básicos que han de regir su gestión. Entre ellos la compatibilidad de la gestión del agua en tanto que recurso unitario, subordinado al interés general, con la ordenación del territorio, conservación y protección del medio y restauración de la naturaleza.

Dentro del marco normativo comunitario (Quinto programa comunitario de medio ambiente), se indica que las directrices de la gestión del agua se han de orientar hacia:

- Prevención de la contaminación de las aguas marinas o continentales, tanto superficiales como subterráneas, poniendo especial énfasis en la prevención de la contaminación en origen.
- Restitución del carácter potable y natural de las aguas superficiales y subterráneas.
- Asegurar el equilibrio entre demanda y oferta a partir de un uso y una gestión racional de los recursos hídricos.

En relación al primero de estos tres puntos que, en lo que concierne a las aguas subterráneas, es objeto de consideración en esta exposición, cabe constatar que la evolución de la normativa, impulsada a partir de sucesivas directivas de la UE, se percibe desde la preeminencia de una óptica medioambiental que va imponiéndose de forma imparable en la gestión de los recursos naturales. Para un próximo futuro la probable aprobación de la propuesta de Directiva Marco de actuación en el ámbito de la política de aguas, aunque pueda ser enmendada su versión actual, así como la transposición de la Directiva 96/61/CE relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación, avalan esta apreciación.

Así pues, atendiendo al tema del título, y considerando que, no sólo los aspectos técnicos son esenciales sino que ha de resultar clarificador para el profesional de la hidrogeología conocer el marco desde el que, desde la Administración, se pueden abordar los procesos de contaminación, se hace una sucinta mención de aspectos del marco legal preventivo desarrollado en el Título III (De la protección del Dominio Público Hidráulico y de la Calidad de las Aguas Continentales) de Reglamento del Dominio Público Hidráulico, particularmente en lo que concierne a la exigencia de estudios hidrogeológicos vinculantes en los procedimientos de autorización. Se pasa revista, haciendo mención individualizada por su propia especificidad, de las aguas residuales de origen predominantemente doméstico y de las de origen industrial. Posteriormente se indican los mecanismos de control puestos en marcha en el caso concreto de nuestro ámbito de actuación y, finalmente, se indican los que, en función de nuestra experiencia, consideramos contaminantes de mayor incidencia en el estado de las aguas subterráneas.

CONSIDERACIÓN DEL ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO EN EL MARCO PREVENTIVO DEL REGLAMENTO DEL DOMINIO PÚBLICO HIDRÁULICO (RDPH)

El Título III del RPDH (RD849/1986 de 11 de abril), que trata de la protección del indicado Dominio y de la calidad de las aguas continentales, establece, con carácter general, la prohibición expresa de realizar vertidos así como la acumulación de residuos o sustancias, cualquiera que sea su naturaleza y lugar en el que se depositen, en base al riesgo que constituyan o puedan constituir de afección a las aguas o degradación de su entorno. Establece asimismo que, en aquellas concesiones o autorizaciones administrativas de obras o actividades (aunque se otorguen en virtud de otras normas o reglamentos), que a juicio del Organismo de Cuenca, se pueda dar el citado riesgo de contaminación o degradación del medio ambiente, se tenga que aportar un estudio de impacto que además de predecir e interpretar los efectos, previo establecimiento de una relación causa-efecto se propongan previsiones a plazo y medidas preventivas. Pero para que no quepa indeterminación, en el punto 3 del art 237 se indica que, si la contaminación o degradación del medio implicase afección de las aguas subterráneas, el estudio incluirá una evaluación hidrogeológica de la zona, del poder depurador del suelo y subsuelo, de los riesgos de contaminación y de alteración de las aguas subterráneas por el vertido, determinando si la solución que se propone es adecuada.

La contaminación del agua está definida como la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones en el agua que, de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad en relación con los usos posteriores o con su función ecológica.

La contaminación de las aguas subterráneas, tanto por actividades urbanas como industriales, está ligada a diversas causas que provienen fundamentalmente, de:

- Eliminación de aguas residuales:
  Fosas sépticas, pozos ciegos, pozos de inyección, vertido de aguas residuales insuficientemente tratadas,...
- Almacenamiento de sustancias que pueden producir lixiviados:
  Rellenos de excavaciones de áridos y canteras, vertederos incontrolados, gestión inadecuada de residuos y subproductos, fangos de depuradora,...
- Conducciones y transporte:
  Alcantarillas, colectores, accidentes en el proceso de transporte y transferencia...

El RDPH, en el mismo título antes indicado, tipifica estas diferentes causas susceptibles de producir contaminación de las aguas continentales bajo el único concepto de vertido. Considera vertido no sólo la introducción de aguas y productos residuales a los cauces, cualquiera que sea la naturaleza de éstos, sino también los que se lleven a cabo en el subsuelo o sobre el terreno, balsas o excavaciones, mediante evacuación, inyección o depósito. Para las afecciones a las aguas subterráneas diferencia entre vertido directo e indirecto, siendo éste último el que se produce por filtración a través del suelo o del subsuelo.

Es interesante remarcar que, cuando se describe el procedimiento para la obtención de autorización de vertido, (punto 2 del Art .246) se indica: " Cuando el vertido o el sistema de depuración o eliminación propuesto se presuma que pueda dar lugar a la infiltración o almacenamiento de sus-

tancias susceptibles de contaminar los acuíferos o las aguas subterráneas, el interesado deberá aportar un estudio hidrogeológico en relación con la presunta afección". El estudio hidrogeológico exigido, ha de ser incorporado al expediente para su tramitación en la que será preceptivo informe del ITGE (Art .258).

En la autorización se concretará, entre otros aspectos, las medidas que en su caso fueran necesarias, para la vigilancia de las aguas subterráneas y especialmente de su calidad (Art 251.j.6º) .

En función de la toxicidad, persistencia o bioacumulación se define una relación I y una relación II de sustancias contaminantes.

El art. 256 indica que si el vertido produce infiltración capaz de contaminar las aguas subterráneas, solo podrá autorizarse si el estudio hidrogeológico previo demuestra su inocuidad. En ningún caso se podrán autorizar vertidos que afecten a los acuíferos que contengan sustancias de la relación I, salvo que el agua subterránea fuera permanentemente inadecuada para cualquier otro uso, en particular doméstico o de riego.

Queda claro, pues, que en el marco normativo vigente, la hidrogeología está reconocida como instrumento del entramado preventivo, del que hemos hecho sólo una mención parcial.

Valga decir al respecto que, en esta breve exposición, no se hace mención explícita de otros instrumentos contemplados en las normas que, derivados de la planificación hidrológica, en una primera interpretación no estarían tan aparentemente ligados a la calidad de agua. Cabe citar entre ellos: Régimen de concesiones, perímetros de protección, ordenación de las extracciones, protección especial de acuíferos que por sus condiciones o características lo requieran, exigencia de comunidades de usuarios, acuíferos destinados a abastecimiento público, etc. La experiencia demuestra, no obstante, que algunos de ellos, como es el caso de los perímetros de protección de abastecimientos de agua potable, son absolutamente necesarios si se quiere preservar de forma razonable la calidad del agua de abastecimiento a numerosos núcleos de población.

AGUAS RESIDUALES URBANAS

Las aguas residuales urbanas (ARU) proceden, en su mayor parte, de los usos domésticos en cocinas y baños. Adicionalmente hay que considerar las aguas residuales procedentes de equipamientos de uso público, servicios y actividades industriales conectadas a la red urbana de saneamiento. En conjunto las ARU, atendiendo al proporcionalmente elevado volumen del agua de suministro doméstico, suelen tener unas características propias que permiten incluso estimar una composición química determinada (véase Tabla 1).

Algunos aspectos que generalmente caracterizan las ARU son:

- Producción continuada en el tiempo.
- Composición físico-química sensiblemente homogénea.
- Ubicuidad.
- Descarga puntual en vías de circulación superficial a través de formaciones aluviales o en cuaternarios permeables.
- Componentes susceptibles de ser aprovechados, particularmente en el sector agrícola.

Tabla 1. Valores típicos de un agua residual urbana bruta (según Mujeriego, 1990)

(Valores expresados en mg/l)

Sólidos totales	de	350	a	1200
DBO_5		110		400
DQO		250		1000
TOC		80		290
Nitrógeno total		20		85
Orgánico		5		35
NH_4^+		12		50
Fósforo total		4		15
Aceites y grasas		50		150
Cloruros		30		100

En este sentido se diferencian de las aguas industriales típicas que tienen una composición muy diversa, dependiendo del tipo de industria que las produce. En los núcleos urbanos grandes las aguas residuales tienen carácter mixto: doméstico e industrial. Cuando en una determinada zona urbana se localiza una intensa actividad industrial, sus vertidos pueden modificar sensiblemente la composición habitual de las aguas residuales de dicha zona.

Si el sistema de saneamiento es unitario estas aguas se mezclan con las pluviales que las diluyen al mismo tiempo que arrastran residuos y desechos ocasionalmente presentes en la vía pública.

El vertido puntual de aguas residuales urbanas sin tratar, además de la contaminación del medio, produce efectos desagradables en el entorno, afectando su valor paisajístico, recreativo o de ocio. La existencia de elevadas concentraciones de amoniaco, la reducción de oxígeno disuelto y la abundancia de materia en suspensión perjudican, de forma notable, las diversas formas de vida vegetal y animal, incluidos peces, de las masas de agua superficial afectada. El vertido en zonas costeras puede comprometer el agua de baño así como la viabilidad económica de la cría de especies de valor económico.

Tabla 2. Incrementos producidos por aguas de uso doméstico (según Mujeriego, 1990)

(Valores expresados en mg/l)

Cloruros	de	20	a 50	Fosfatos	de	5	a 15
Sulfatos		15	30	Amonio		15	40
Potasio		7	15	Sodio		40	70
Aluminio		0.1	0.2	Boro		0.1	0.4
Hierro		0.2	0.4	Manganeso		0.2	0.4

La disminución de la calidad del agua superficial provocada por el vertido de aguas residuales urbanas puede, en numerosos casos, comprometer la calidad del agua subterránea, en general a partir del incremento de compuestos nitrogenados, potasio, cloruros y boro.

Atendiendo a las características indicadas, así como a la necesidad de reducir las repercusiones negativas comentadas, se hace necesario recogerlas, depurarlas y retornarlas al medio una vez tratadas. En este proceso surgen nuevos aspectos a considerar: problemática derivada de los lodos generados, control de la evolución del dominio susceptible de ser afectado por el vertido y, finalmente, la posibilidad de reutilizar las aguas depuradas.

Las ARU con relación al impacto que producen en el medio hídrico dejarán de constituir un problema, cuando se hayan desarrollado los planes de actuación, vinculantes para los Estados miembros de la UE, contemplados en la Directiva 91/271 de 21 mayo 1991 traspuesta al ordenamiento jurídico español (RD 11/1995, desarrollado por el RD 509/1996).

Esta Directiva supone la implantación de una norma muy precisa en cuanto a la recogida, grado de saneamiento y depuración exigible para los diversos núcleos de población así como con relación al cronograma para su cumplimiento. El objetivo de la misma es la protección del medio ambiente frente a los efectos negativos derivados del vertido de las ARU, así como el de las aguas residuales industriales provenientes de distintos sectores de la industria conectados a los sistemas de colectores y de saneamiento.

Se establece un calendario de fechas límites para que los estados miembros dispongan de sistemas colectores según se indica:

Tabla 3. Calendario para disponer de Colectores

Aguas	Zona	Fecha límite	Población P (h-e)[1]
Continentales	Normal	31/12/2000	P>15.000
Estuarios Costeras		31/12/2005	2.000<P<15.000
	Sensible	31/12/1998	P>10.000

Con relación a la depuración considera que, en general, es necesario un tratamiento secundario para evitar que la evacuación de las ARU, insuficientemente tratadas, repercuta negativamente en el medio. Sin embargo, estima necesario exigir un tratamiento más riguroso, o menos, en función de que el punto de vertido corresponda a una zona definida como sensible[2] o, por el contrario, que esté definida como menos sensible.

1 Habitante equivalente (h-e) = carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) de 60 g O_2/día.

2 Zona sensible: Es un medio acuático que sea eutrófico o pueda serlo en un futuro si no se adoptan medidas de precaución. También son zonas sensibles las aguas dulces superficiales destinadas a la obtención de agua potable.

Así pues, se definen tres niveles de tratamiento con el calendario que se indica en la tabla siguiente:

Tabla 4. Calendario y tipo de tratamiento

Aguas	Zona	Tipo de Tratamiento							
		Eliminación N y P		Secundario		Primario		Adecuado	
		Límite	P (h-e)	Límite	P (h-e)	Límite	P (h-e)	Límite	P (h-e)
Continentales	N			31/12/2000	P>15000			31/12/2005	P<2000
				31/12/2005	2000<P<15000				
	S	31/12/1998	P>10000	31/12/2005	2000<P<15000				
Estuarios	S	31/12/1998	P>10000						
	Menos S			31/12/2000	P>15000	31/12/2005	2000<P<10000		
				31/12/2005	10000<P<15000				
Costeteras	S	31/12/1998	P>10000						
	Menos S			31/12/2000	P>150.000	31/12/2000	15000<P<150000		
						31/12/2005	10000<P<15000		

N = Normal S = Sensible

Tratamiento primario: Es el proceso físico químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión, o cualquier otro proceso por el que la DBO_5 se reduzca como mínimo en un 20 % y el total de sólidos en suspensión en un 50%.

Tratamiento secundario: generalmente incluye un proceso biológico con sedimentación secundaria, o cualquier otro proceso que proporcione efluentes tratados con una DBO_5 no superior a 25 mg/l (70/90% de reducción mínima), DQO no superior a 125 mg O_2/l (75% de reducción) y sólidos en suspensión no superior a 35 mg/l para poblaciones superiores a 10.000 h-e o a 60 mg/l para poblaciones entre 2000 y 10.000 h-e.

Tratamiento adecuado: Es cualquier proceso de tratamiento o eliminación que permita cumplir al cauce receptor los objetivos de calidad establecidos, después de recibir el efluente tratado.

En Cataluña son algo más de 200 las instalaciones de saneamiento construidas para poblaciones de más de 2.000 h-e. Representa el 90 % de la obra proyectada. Se tratan cerca de 2 hm3/día lo que viene a representar el 75 % del volumen a tratar previsto.

Tabla 5. Dotación de agua en alta, en función del censo, en Cataluña

Habitantes	**< 5.000**	**5.000 a 10.000**	**10.000 a 25.000**	**<25.000**	**PROMEDIO**
m^3/abonado.año	250,5	264	283,7	310,4	264,7

Los volúmenes aportados provienen en un 78 % de aguas superficiales y un 22 % de aguas subterráneas.

Tabla 6. Explotación de las estaciones depuradoras en las cuencas internas de Cataluña

Depuradoras en servicio (hm^3/año)	**Previstas (hm^3/año)**	**TOTAL (hm^3/año)**
500	229	729
Mes de julio (hm^3/día)	**julio (hm^3/día)**	**julio (hm^3/día)**
1.40	0.62	2.02

Fangos

La eliminación de los lodos originados en el tratamiento de las ARU presenta una notable complejidad. El vertido al mar está prohibido a partir del 1/1/1999 y a las aguas continentales desde la entrada en vigor del decreto. La elección del destino final de los fangos, excluida esta opción, cabe establecerla entre distintas alternativas entre las que cabe considerar, con carácter fundamental: aplicación al suelo (uso agrícola, jardinería, restauración de espacios degradados,...), deposición en vertederos específicos o en vertederos controlados de residuos sólidos urbanos, utilización como material de construcción (ecobrick, bases y sub-bases, elementos prefabricados,...)

Cualquiera de las opciones que se adopte comporta la exigencia de tratamiento, deshidratación y post-tratamiento desde la perspectiva de unos criterios básicos entre los que cabe indicar:

- Reducción del volumen de lodos producido
- Valorización de los mismos
- Optimización de los costes
- Simplificación del transporte
- Minimización del impacto ambiental de la solución adoptada
- Aceptación social del destino decidido

Las limitaciones más importantes para la aplicación al suelo derivan localmente de la competencia con los residuos de origen ganadero pero, en mayor escala y fundamentalmente, de la complejidad de la gestión, control analítico y de aplicación con relación a su calidad y composición, particularmente en lo que concierne a la presencia de metales pesados.

En Cataluña, la previsión de producción al año actual (1998) es, después de la deshidratación, 530.000 Tm (59.3 % materia seca). El destino previsto para los mismos es: 56.6% aplicación al suelo, 33% a vertedero, 7.6% a construcción y 2.8% uso indeterminado.

Reutilización de las ARU

Por lo que concierne a este aspecto, el RDPH, en sus artículos 272 y 273, contempla las condiciones para las que se requiere concesión administrativa o modificación de la existente para la reutilización directa de aguas residuales depuradas. Indica asimismo que el gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización directa de las ARU en función de los procesos de depuración, calidad resultante y usos a los que se haya de destinar. En todos los casos de reutilización es preceptivo un informe de Sanidad que tendrá carácter vinculante. En ningún caso, salvo catástrofe o emergencia se podrán reutilizar directamente para consumo humano.

No se ha desarrollado aún la normativa referida. Por ello, pese a que cada vez hay mayor número de solicitudes de reutilización directa, la autorización de la misma está sujeta a ciertas indeterminaciones que se abordan en función de cada caso concreto.

Por lo general la reutilización va ligada al coste del agua y a su disponibilidad y tiene sentido en tanto que resulte más barata que un agua de primer uso, que ahorre el pago de canon de vertido en el supuesto que se reutilice en actividades exentas del mismo y, en tanto que sea posible, que minimice los costes del tratamiento que se tendría que hacer para disponer de la autorización de vertido a cauce público. El uso principal del agua reutilizada parece orientado al riego, sea agrícola, campos de golf o jardinería. Esporádicamente para usos industriales tales como refrigeración. También se contempla la posibilidad de creación de barreras hidráulicas para prevenir la intrusión salina y, con carácter más indeterminado, para la recarga de acuíferos.

La reutilización comporta riesgos sanitarios en función de la exposición a microorganismos patógenos y sustancias tóxicas. Entre otros factores que no se comentarán, la exposición dependerá del tipo de riego, de la bioacumulación que se produce en ciertos vegetales de consumo, de la generación de aerosoles, de la filtración a aguas subterráneas,...

Los factores de riesgo derivados de la reutilización son fundamentalmente:

- Organismos patógenos: Protozoos, helmintos, bacterias, enterovirus.
- Compuestos nitrogenados
- Compuestos orgánicos
- Metales

CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDADES DE ORIGEN INDUSTRIAL

La característica principal de los vertidos de origen industrial es su variabilidad. Todos los procesos industriales suelen ser cambiantes, tanto por la evolución tecnológica y económica del mercado, como de las materias primas empleadas y del producto elaborado. También hay que considerar el ciclo de vida de los establecimientos industriales. Esta variación que, suele aparecer ligada a ciclos económicos expansivos o regresivos, representa en Cataluña entre el 3 y el 7 % del censo de establecimientos.

Aunque las consideraciones que siguen se orientan hacia el vertido de aguas residuales indus-

triales (ARI) hay que citar, como focos de contaminación puntual todos aquellos emplazamientos que por mala gestión de materias primas, subproductos o residuos o por prácticas inadecuadas, han contaminado suelos cuya lixiviación produce focos de vertido indirecto a las aguas subterráneas. El censo de emplazamientos contaminados por residuos tóxicos y peligrosos es del orden de 4500 en España de los que 575 se sitúan en Cataluña (MOPTMA, 1993).

Por lo que se refiere a las ARI el vertido también varía con el tiempo. No suele producirse en continuo a lo largo del día ni todos los días del año. Gran parte de los establecimientos trabajan menos de 24 horas diarias, vierten sólo durante una fracción del tiempo diario de trabajo y a lo largo del año suelen producir alrededor de 300 días.

El medio receptor de las aguas residuales industriales es

- Alcantarillado municipal
- Sistema de colectores
- Dominio público hidráulico o marítimo-terrestre.

Las autorizaciones de conexión a alcantarillas o colectores para la conducción a una estación de tratamiento, han de regirse por las ordenanzas o reglamentos de la Administración actuante si van a una estación de tratamiento. La autorización de vertido al dominio público requiere, entre otros, el establecimiento de límites cuantitativos y cualitativos que no podrán sobrepasar los valores establecidos en la Tabla 1 del Anexo al Título IV de la Ley de Aguas (Tablas de los parámetros característicos que se deben considerar, como mínimo, en la estima del tratamiento de vertido).

En función de las características del medio receptor y de la naturaleza del vertido, se podrán establecer unos límites más estrictos a fin de adecuar la calidad de las aguas a los usos actuales o previsibles de la corriente afectada por el vertido.

En Cataluña el censo industrial a finales 1994 era

Número de establecimientos	14.359
Volumen de agua de abastecimiento en hm3/año	293.7
Volumen de vertido en hm3/año	260

De estos establecimientos 3.340 tienen un vertido superior a 6.000 m^3/año o una carga contaminante diferente de la doméstica. El vertido de estos establecimientos representa el 62 % del vertido total.

Los sectores textil, curtidos, químico y alimentario representan en conjunto el 67 y el 85% respectivamente del caudal y carga orgánica vertidas por el grupo de industrias señalado anteriormente.

Con relación al riesgo de impacto al medio, se puede establecer, con las debidas salvedades, una caracterización orientativa referente a los parámetros químicos que se pueden esperar en los vertidos de los sectores industriales más representativos. La Tabla 7 pretende resumir esta visión orientativa.

Tabla 7. Características orientativas de los vertidos de algunas actividades industriales (GODÉ, 1998).
(Unidades en mg/l)

SECTOR	Modific PH	DQO máx	MES máx	Cloruros	NH4 máx	VOX	HC	Metal	Pesticid
Primario, energía						x	x	x	
1ªTransform metales						x		x	
Químico						x	x	x	x
Metalúrgico, mecánica	x					x		x	
Mat eléctric, electromec.									
Automoción, mec. básica								x	
Alimentación		50000	2000	5000	250				
Textil, confecció	x	2000	1000	3000		x			
Curtidos	x	5000	3000	15000	150	x		x	
Madera							x		
Papel	x	5000				x			

El Organismo de cuenca ha de disponer de un censo de vertidos, tanto de los conectados a redes de saneamiento o sistemas de colectores como los vertidos a cauce público o sobre el terreno.

Se realizan inspecciones directas de los vertidos en lo que concierne a la adecuación a límites así como a las condiciones previstas en la autorización. Por otra parte, se realizan inspecciones del medio receptor, por medio de controles analíticos periódicos en puntos de observación, seleccionados de acuerdo con criterios generales o de controles de calidad específicos. Distintas directivas de la UE traspuestas al ordenamiento jurídico español (RD 927/12988 de 29 julio: Reglamento de la Administración pública del agua y de la planificación hidrológica) definen unas exigencias de control específico, tanto de los ríos y embalses como de las aguas litorales.

Estas directivas son:

- Calidad exigida a las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable (75/440/CEE).
- Calidad exigida a las aguas dulces superficiales para ser aptas para el baño (76/160/CEE).
- Calidad exigida a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces (78/659/CEE).
- Calidad exigible a las aguas cuando requieran protección o mejora para la cría de moluscos (79/923/CEE).

Con relación a las aguas subterráneas no existe una reglamentación específica en lo que concierne a exigencias de calidad. No obstante, entendiendo que, en ausencia de afección, las aguas subterráneas en estado natural suelen tener la condición de aptas para consumo humano, se toman como indicadores de calidad los límites adoptados en el RD 1138/90 para el abastecimiento y control de calidad de las aguas de consumo publico (Reglamento Técnico Sanitario, RTS). Para algunos parámetros no explicitados en este reglamento suelen tomarse como indicadores de calidad los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud.

Hay que dejar constancia que el establecimiento de la potabilidad del agua de abastecimiento público es competencia de la Sanidad Pública que tiene la responsabilidad de aplicar el decreto citado tanto en lo que concierne a los parámetros a controlar como en lo que concierne a las condiciones y frecuencia de los muestreos y análisis. A la Administración pública del agua, en consecuencia, no le corresponde el control en la red de distribución al consumo sino establecer los controles pertinentes en el medio.

REDES DE CONTROL DE CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Centrándonos en el control de las aguas subterráneas, el objeto del mismo ha de ser el aportar elementos referentes al estado físico-químico del agua para la ayudar en la toma de decisiones en el proceso de gestión del recurso.

Se trata en definitiva de:

- Conocer la composición físico-química de los parámetros representativos de su estado natural.
- Conocer su evolución y, si es posible, la causa que la motiva.
- Detectar los indicadores de afección y, si es el caso, aquellos parámetros que, por sus características y concentraciones, deban ser conocidos por la Sanidad pública con vistas a la prevención de riesgos para la salud de las personas.
- Proponer las líneas de actuación con vistas a detectar las causas y, si es el caso, las responsabilidades exigibles a fin de restaurar el medio.

Para ello se requiere

- Establecimiento de una red de observación.
- Definición de la sistemática de muestreo y análisis.
- Establecimiento de criterios de valoración o evaluación.

La red de observación ha de compaginar la economía de su explotación con la representatividad. Por ello, ha de tener el número de puntos de observación suficiente y un plan de muestreo y una previsión analítica compatible con la presunción de riesgos potenciales.

La optimización necesaria exige conocer con el detalle suficiente

- Hidrogeología del área en consideración.

- Emplazamiento territorial de las actividades industriales y usos del suelo.
- Fuentes potenciales de contaminación puntual y difusa, así como sus características.
- Volúmenes y usos del agua.
- Situación de las captaciones, en particular las de agua de consumo de boca.
- Infraestructuras de saneamiento y puntos de vertido de aguas residuales y fangos de depuradora.
- Zonas objeto de consideración específica a tenor de las directivas de calidad antes mencionadas, así como otras zonas que requieran protección de acuerdo con normativas locales.
- Representatividad de los pozos/puntos de observación con relación al objeto del control, atendiendo a su
  - situación.
  - características y diseño.
  - regularidad de la explotación
  - uso del agua dando preferencia a los pozos de abastecimiento público
  - accesibilidad y facilidad de muestreo.

La definición de los controles analíticos, tanto en lo que concierne a la periodicidad como a las especificaciones a determinar, dependen fundamentalmente del riesgo potencial estimado, de la calidad existente, de la previsión de evolución, de la vulnerabilidad del medio y de los usos del agua.

AFECCIONES MÁS FRECUENTES

A partir de la experiencia acumulada de la actuación resumida en el punto anterior entendemos que la mayor incidencia en la afección a las aguas subterráneas se produce por

- Nitratos.
- Cloruros.
- Hierro y Manganeso
- Disolventes organohalogenados.
- Hidrocarburos.

Los nitratos, fundamentalmente de origen agrario, son objeto de consideración en otra sección de estas Jornadas por lo que no se va a hacer mención de los mismos.

Cloruros

Los cloruros tienen una componente dominante en los fenómenos de intrusión marina que tampoco se consideran aquí. En Cataluña, los cloruros procedentes de actividades industriales tienen una especial significación en las explotaciones mineras de la cuenca potásica de Suria-Sallent-Cardona. En las dos escombreras actualmente activas se está acumulando sal a razón de más de 10.000 tm/día. Ambas montañas de sal tienen unas peculiaridades hidrogeológicas, y geotécnicas propias. Los manantiales de salmueras originados son objeto de un exhaustivo control. Estas aguas se recogen en un sistema colector y se conducen a lo largo de unos 40 km hasta aguas abajo de la

planta potabilizadora de Aguas de Barcelona, en espera de que, con el desvío del Llobregat, se viertan directamente a mar a través de la prolongación del colector. Otras industrias que producen efluentes de salmueras, también vierten a través de colectores al mar. En algún momento, las roturas o fugas de alguno de estos colectores, en zonas próximas a la costa, han producido la salinización de pozos cuya interpretación ha generado diversas elucubraciones antes de advertir la existencia de la infraestructura indicada como causante del problema.

Hierro y manganeso

El hierro y el manganeso se admiten asociados a ambientes reductores. Tanto su ubicuidad como el rango de variación de sus concentraciones son francamente elevados. Generalmente la presencia de estos metales, que se solubilizan en sus formas reducidas, va asociada a anomalías de redox y/o a la presencia de otros contaminantes. En algunas zonas, como la cuenca de río Tordera, por ejemplo, el manganeso se puede considerar endémico, debiéndose construir plantas potabilizadoras para el tratamiento del agua antes de incorporarla a la red de suministro.

Organohalogenados

Estos compuestos, entre ellos el tetracloroetileno (TCE) y el tricloroetileno (TRI), tienen y han tenido un amplísimo uso en múltiples procesos industriales como desengrasantes y disolventes.

Su escasa movilidad, elevada densidad, reducida solubilidad y elevada estabilidad química, así como su calificación como sustancias cancerígenas y mutágenas, hacen de estos compuestos unos contaminantes especialmente indeseables. Desgraciadamente, entre las sustancias orgánicas de origen industrial, ocupan los primeros puestos en lo que concierne a presencia y exigencias de regeneración del medio o del agua. El tratamiento por aireación forzada del agua (striping) se utiliza en diversos emplazamientos, mientras que la regeneración del acuífero a través de procesos de aireación de la zona no saturada, combinados con bombeos, seguidos de striping y complementados con circulación a través de carbón activo funciona razonablemente bien. En un próximo futuro, la entrada en vigor de la directiva referente a la contaminación integrada, exigirá la reconsideración de las vías de tratamiento que representen una transferencia del contaminante a otro medio receptor. La degradación de estos compuestos se produce fundamentalmente en medio anaerobio aunque de manera muy lenta. En ocasiones, el hecho de coexistir formas de degradación con la misma sustancia como producto, dificulta la posibilidad de interpretar el origen de la contaminación. Algunos metabolitos de cadena corta, al ser más volátiles, no siempre son identificados.

Hidrocarburos

Ciertos episodios están asociados a fugas significativas debidas generalmente a la corrosión de depósitos, rotura de tuberías o accidentes de transporte o transferencia. Estos accidentes pueden implicar fugas muy variables, incluso de hasta miles de metros cúbicos. Sin embargo, debido a su magnitud o a las circunstancias de su producción, los macroepisodios suelen ser fácilmente detectados. La restauración, en estos casos, puede llegar a requerir la instalación de barreras hidráulicas

para prevenir la progresión de la contaminación, dispositivos de bombeo complejos para recuperar la fase no acuosa, tratamientos de biodegradación, etc. No obstante, el caso más frecuente es el de las afecciones producidas por la acumulación de pequeños accidentes a lo largo del tiempo a causa de una manipulación ineficiente del producto. Es el caso de Estaciones de Servicio, depósitos industriales, calderas de calefacción y supuestos equivalentes, en los que se pueden producir reboses ocasionales de los tanques por imprevisión en la carga de los mismos, derrames de algunos pocos litros de las mangueras de descarga, goteos en la dispensa del producto en los surtidores, condensación de vapores en las vías de ventilación de los tanques así como insuficiencia de medidas de protección tales como separación de las aguas pluviales de las potencialmente hidrocarburadas, paso de éstas a través de separadores de hidrocarburos, pavimentos continuos en las zonas de dispensa del producto, arquetas de descarga con dispositivo de recogida de escapes, tanques con dispositivo limitador de carga, etc. Con el tiempo, el conjunto de filtraciones producidas, llegan a afectar a pozos y manantiales, invalidando abastecimientos públicos, también producen olores y la consiguiente alarma y riesgo en áreas urbanas. La identificación del foco no siempre es fácil. En aguas subterráneas, salvo en los casos en que se detecta fase no disuelta, la identificación de los hidrocarburos más volátiles, que por otra parte son los que presentan mayor movilidad en los acuíferos, se realiza generalmente a partir de la determinación de benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX). Sin embargo, puesto que el producto comercial esta constituido por la mezcla de un elevado número de especies, las diferencias de solubilidad, distinta adsorción, y, en general, los mal conocidos mecanismos de transporte, suelen generar la aparición de distintas oleadas de compuestos individuales, algunos imprevistos y/o desconocidos, que dificultan la identificación del origen de la contaminación. En ocasiones la identificación de sustancias tales como el MTBE (metil-terbutileter, aditivo de la gasolina sin plomo) permite disponer de un trazador seguro. En otros casos la identificación a buena distancia de algún compuesto orgánico no previsible ni asociable a ninguna actividad conocida en el área, crea notables quebraderos de cabeza con relación al potencial origen de la contaminación. Este ha sido el caso de la contaminación por diciclopentadieno de un manantial de abastecimiento que, después de mucho tiempo de desorientación, pudo asociarse a una gasolinera al constatar que este compuesto está presente en la nafta de la que proviene la gasolina suministrada. Episodios de esta naturaleza suelen ser tremendamente insidiosos, porque a concentraciones de algunos nanogramos/l (10^{-9} g/l) producen olores molestos en el agua y su identificación analítica requiere personal y medios realmente cualificados.

Metales

No suelen ser frecuentes los episodios de contaminación por metales, excepción hecha del hierro y del manganeso antes comentados. La existencia de pH superiores a 7 no favorece la movilidad de los mismos en el suelo y en el subsuelo.

Ligados a vertidos ilegales y/o a enterramientos desconocidos, los casos de mayor significación, activos en este momento, corresponden a Cr (VI), Sb, Hg y Se. Todos ellos afectan a pozos de abastecimiento, obviamente clausurados por Sanidad. El selenio merece una consideración particular. Este elemento manifiesta una presencia aparentemente impredecible tanto territorialmente como en sus concentraciones. Su concentración puede pasar de no detectable al orden de más de 100 g/l en un intervalo de pocos meses, e incluso volver a desaparecer en un muestreo siguiente. El hecho de que laboratorios cualificados (Sanidad, CSIC, Junta de Sanejament) validen la existencia de con-

centraciones de hasta algún centenar de g/l permite aceptar que su presencia es cierta cuando se detecta. Su origen, en uno de los episodios, se ha asociado a una fábrica de aditivos para piensos. Según parece, en la alimentación porcina, algunas fábricas tienden a sustituir otros oligoelementos metálicos, tales como Zn y Cu, por Se. En cualquier caso no estamos en condiciones de establecer ninguna relación con la aplicación de purines al suelo u otro origen concreto. Se requiriría un estudio específico a fin de avanzar en el conocimiento del problema. Los otros metales ligados a la alimentación, previamente citados, sólo se detectan de forma esporádica y en aguas a muy escasa profundidad.

CONSIDERACIONES A MODO DE CONCLUSIÓN

1. En el ámbito de actuación de nuestro equipo de trabajo, cabe constatar la, en general, evolución positiva de la calidad del agua superficial . Esta evolución se estima fundamentada en:
   1.1. Mejora de la gestión del agua en lo que concierne a depuración, autorización de vertidos, eficiencia de los medios de control, aplicación del canon de saneamiento.
   1.2. Presión derivada de las actuaciones de la jurisdicción penal.
   1.3. Concienciación medioambiental de la sociedad en general.

2. En las aguas subterráneas la apreciación no es la misma. Valiendo los mismos fundamentos de mejora antes citados, se aprecia:
   2.1. Progresión de la contaminación por nitratos.
   2.2. Estabilización/Reducción de los problemas de salinización en zonas costeras.
   2.3. Continua aparición de nuevas zonas contaminadas por organoclorados, muchas de ellas con origen no actual.
   2.4. Continua aparición de nuevos focos contaminados por hidrocarburos. Las filtraciones en estaciones de servicio se configuran como un sector de riesgo especialmente significativo.

3. Existen disposiciones normativas de carácter preventivo no sólo en lo referente a la autorización de actividad o de vertido, sino también en lo que concierne a delimitación de perímetros de protección, política de concesiones, etc.
   3.1. Es muy desigual la aplicación del conjunto de estos mecanismos legales por parte de la Administración pública del agua.
   3.2. No se constata presión social como para impulsar una acción preventiva más comprometida y eficiente.

4. En el ámbito de las aguas superficiales, la relativamente fácil posibilidad de establecer una relación de causalidad, ha permitido consolidar los mecanismos administrativos para iniciar procedimientos sancionadores y exigencias de restauración del medio. Por el contrario, en aguas subterráneas, por razones obvias de su especificidad, suelen quedar episodios sin posibilidad de identificar al causante. Salvo en casos de alarma social o de importancia manifiesta, no suele producirse actuación subsidiaria de restauración por parte de la administración.

5. Por lo que concierne al aspecto técnico, desde el ámbito específico de nuestro colectivo profesional, sin pretender agotar los puntos a considerar, se plantea la consideración de establecer una serie de debates sectoriales con el fin de impulsar normas, propuestas de actuación o una simple reflexión y puesta en común de criterios, con relación a las siguientes temas:

5.1. Delimitación de perímetros de protección de pozos de abastecimiento doméstico en zonas de riesgo de contaminación.
5.2. Redes de autocontrol de contaminación de las aguas subterráneas en polígonos industriales.
5.3. El saneamiento en las urbanizaciones.
5.4. Normativas para la construcción y mantenimiento de alcantarillados y sistemas colectores, en lo que concierne a estanqueidad y materiales no afectables por los procesos de corrosión.
5.5. Depuración verde.
5.6. Pozos negros y fosas sépticas.
5.7. Extracciones de áridos en formaciones aluviales.
5.8. Criterios en la restauración de canteras en medios fisurados/meteorizados.
5.9. Sellado de pozos abandonados/fuera de explotación.
5.10. Estudios hidrogeológicos requeridos por la normativa en los procesos de autorización.
5.11. Inventario de las masas de agua en función de su significación socioeconómica y ecológica, trascendiendo el concepto de acuífero en función sólo de su peso en los balances regionales de recursos.
5.12. Actualización de inventarios: Pozos, extracciones y usos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GODÉ, Ll. (1998) Sectores Industriales Implicados en la Polución del Agua. Jornada Técnica: Vertidos de Aguas Residuales Industriales en Redes de Saneamiento. Zaragoza.

JUNTA DE SANEJAMENT (1996) Pla de sanejament de Catalunya. Barcelona.

JUNTA DE SANEJAMENT (1996). Programa de sanejament d'aigües residuals urbanes de Catalunya. Barcelona.

JUNTA DE SANEJAMENT (1996). Programa de tractament dels fangs de les depuradores d'aigües residuals urbanes. Barcelona.

JUNTA DE SANEJAMENT (1996). Programa de sanejament d'aigües industrials de Catalunya.

JUNTA DE SANEJAMENT (1998). Qualitat de les aigües subterrànies. Memoria 1997. Documento interno.

MOPTMA (1993). Inventario Nacional de Suelos Contaminados.

MUJERIEGO, R. (1990). Manual Práctico de Riego con Agua Residual Municipal Regenerada. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona.

CONFERENCIA N.2.2.: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES: LA VISIÓN DE LOS USUARIOS

LUQUE MONTILLA, Francisco*

(*) Jefe del Servicio de Centrales de la Sociedad General de Aguas de Barcelona S.A.
Passeig de Sant Joan, 39. 08009 BARCELONA

RESUMEN

La contaminación de las aguas subterráneas es un proceso en el que las peculiaridades del terreno tiene una intervención muy relevante en su evolución y que en general se distingue por ser difícil de detectar, de corregir y por su larga duración.

En zonas donde existe una presión urbana importante, como ocurre en la zona metropolitana de la ciudad de Barcelona donde se concentra más de la mitad de la población de Cataluña, el riesgo de contaminación de los acuíferos debido a actividades urbanas e industriales es muy grande si no se toman las medidas de protección y prevención adecuadas. Dado que estas medidas son prácticamente inexistentes, se van produciendo episodios contaminantes que van degradando la calidad del agua subterránea.

La eliminación de esta contaminación, ya sea actuando sobre la zona contaminada o tratando el agua, siempre son operaciones caras por lo que a menudo se opta por abandonar las captaciones contaminadas. Con ello se pierden unos recursos que normalmente son escasos y se pueden crear toda una serie de problemas, como inundaciones de instalaciones subterráneas, al aumentar los niveles del agua en el acuífero.

Palabras Clave: *Contaminación, actividades urbanas, actividades industriales, usuarios, Valle Bajo Llobregat.*

INTRODUCCIÓN

Dado que en España dos tercios de la población se abastece de agua superficial tratada, hasta hace unos pocos años no ha aparecido en general interés por la problemática de la contaminación

del agua subterránea. La idea generalizada de que es mejor y más seguro un abastecimiento con agua superficial tratada ha supuesto en muchas ocasiones el abandono de recursos de agua subterránea cuando se ha detectado en ellos una contaminación, sin haber realizado un estudio detallado de la extensión de dicha contaminación y de las alternativas existentes, con lo cual se pierden unos recursos que en muchas zonas de nuestro país son escasos.

Por otra parte, hay en general poca concienciación y desconocimiento de la importancia de las aguas subterráneas, por lo que los medios que se dedican a la prevención, control y corrección de su contaminación son insuficientes o nulos. Como ejemplo se puede señalar la instalación de gasolineras no sólo en zonas de recarga de acuíferos libres sino en algunos casos a pocos metros de captaciones de agua subterránea utilizados para el suministro de agua potable para la población.

ASPECTOS GENERALES DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

En el proceso de contaminación de las aguas subterráneas tienen gran importancia las peculiaridades hidrogeológicas del terreno que pueden retardar, potenciar o disminuir los efectos de dicha contaminación. La contaminación de las aguas subterráneas se distingue de la de las aguas superficiales en su dificultad de detección, en su duración y en su dificultad de corregir una vez localizada. La lentitud con que el agua se mueve en el terreno hace que en muchas ocasiones cuando se detecta una contaminación, esta ya se haya dispersado por una zona importante o incluso que su causante ya no exista o haya cesado su actividad. Por todo esto, la contaminación de un acuífero es un peligro oculto de efectos retardados y de larga duración e incluso irreversible. La aparición de una contaminación en las aguas subterráneas suele ser normalmente muy diluida, pero afectando a un volumen de agua muy grande.

En general, se pueden considerar tres tipos de contaminación que pueden afectar a los acuíferos: químico, biológico y radioactivo. La contaminación a su vez puede estar provocada por actividades humanas, que pueden ser industriales, urbanas y agrícolas-ganaderas, por intrusión marina, causada normalmente por una mala explotación del acuífero, y por la interacción de la propia agua con el terreno.

Las contaminaciones producidas por actividades industriales suelen ser de tipo químico. Los agentes contaminantes pueden ser metales pesados, como el cromo hexavalente, cianuros, salinidad, compuestos orgánicos, como los hidrocarburos, colorantes, disolventes y detergentes. Los vertidos orgánicos pueden además provocar la disolución del hierro y del manganeso natural del terreno, dado su carácter reductor. Los contaminantes industriales pueden llegar al agua subterránea por vertidos en balsas de infiltración, por vertidos en ríos y rieras en zonas de recarga, por fugas en tuberías y depósitos enterrados, por relleno de hoyos provocados por extracción de áridos y por infiltración en pozos.

La contaminación por actividades urbanas puede ser química y biológica. Los agentes contaminantes son el lixiviado de los residuos sólidos almacenados en los vertederos controlados o incontrolados, como los rellenos con basuras de los hoyos provocados por la extracción de áridos, y los vertidos de los residuos líquidos a cauces de ríos y rieras, a pozos negros y fosas sépticas y por fugas en redes de saneamiento y colectores de aguas residuales.

El agua contaminada procedente de todas estas actividades sufre una cierta depuración al infiltrarse en el terreno. Entre estos procesos de depuración se puede mencionar la filtración, la oxidación-reducción, la absorción, la adsorción, el intercambio iónico, la precipitación, la hidrólisis y la biodegradación aerobia y anaerobia. Esta depuración natural del terreno hace que ciertos contaminantes sean eliminados por el terreno, que otros sean retenidos hasta la saturación, y por tanto que aparezcan en el agua subterránea mucho más tarde, y que otros sean degradados dando lugar a otros compuestos que en algunos casos pueden ser más peligrosos.

Para determinar la gravedad de una contaminación en las aguas subterráneas, no solo hay que tener en cuenta la toxicidad del agente contaminante sino también su movilidad en el terreno, su tiempo de permanencia, tanto en el medio no saturado como en el saturado, y el efecto de los procesos de auto-depuración anteriormente descritos. En general se puede decir que el riesgo de contaminación aumenta al disminuir la trayectoria recorrida por el agente contaminante en el terreno y al aumentar la velocidad del agua en el acuífero y la movilidad del contaminante.

Aunque los acuíferos disponen de unos mecanismos de auto-protección propios en la zona no saturada que funciona como un filtro físico, químico y biológico, la protección de la calidad de las aguas subterráneas requiere una serie de actuaciones dirigidas a evitar o corregir las situaciones de contaminación. Estas actuaciones han de estar basadas en unas normas legales y técnicas que tengan en cuenta las características propias de cada acuífero, de la zona de recarga y el uso al que se va a destinar el agua.

Como ya se ha dicho anteriormente, siempre es más económica la implantación de métodos preventivos para evitar que la contaminación llegue a la zona saturada de un acuífero que la implantación de métodos correctivos para tratar el agua contaminada o para desviarla de los pozos de captación.

El método más eficaz, en teoría, para la prevención de la contaminación de las aguas subterráneas por vertidos de productos residuales en el terreno es la implantación de perímetros de protección. Se trata de regular o incluso prohibir ciertas actividades potencialmente contaminantes en las proximidades de las captaciones de aguas subterráneas, en las zonas de recarga o en zonas del acuífero sin capas impermeables que eviten la infiltración.

La implantación de un perímetro de protección requiere una ordenación del territorio y una planificación del suelo, que se ha de realizar con la suficiente antelación para que el método sea eficaz en la práctica, y una información hidrogeológica suficientemente desarrollada para poder evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos, o sea su susceptibilidad a la contaminación. Los acuíferos más vulnerables son los libres y los fisurados o kársticos. Al mismo tiempo que se define un perímetro de protección, se debe diseñar una red de vigilancia y control de la calidad del agua subterránea que sirva como sistema de alerta en caso de contaminación.

Aunque la Ley de Aguas española y el Reglamento del Dominio Público Hidráulico recogen la figura legal de los perímetros de protección para las captaciones de aguas subterráneas, después de diez años de la promulgación de dicha ley no parece que exista ni uno solo de dichos perímetros establecido. Este hecho explica por si solo la escasa concienciación existente sobre los riesgos de la contaminación del agua subterránea, aunque también hay que señalar la complejidad adminis-

trativa y las consecuencias económicas y sociales de ámbito local que la implantación de un perímetro de protección trae consigo.

Además de los perímetros de protección, se pueden tomar otras medidas mucho más sencillas, pero no por ello menos importantes, para evitar la contaminación de los acuíferos como son el acondicionamiento de los sondeos en explotación, el cierre y sellado de los sondeos que están fuera de servicio, la impermeabilización de las zonas de vertido, el control de la inyección de residuos y del drenaje de los lixiviados de los residuos sólidos y la protección frente a la intrusión marina.

DESCRIPCIÓN DE CASOS DE CONTAMINACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA

En los últimos años ha aumentado de manera significativa las comunicaciones sobre casos de contaminación de aguas subterráneas por actividades industriales y urbanas presentadas en Jornadas y Congresos dedicados a este tema, aunque no se conoce ningún documento donde se sintetice de manera detallada y precisa la información sobre este tipo de contaminación a nivel nacional.

Los casos de contaminación que se expondrán a continuación han afectado a acuíferos de Cataluña muy vulnerables por tratarse de depósitos aluviales, con zonas de recarga directamente conectadas a un río y con una gran actividad industrial y urbana. En todos estos acuíferos existen o han existido captaciones para el suministro de agua potable y dos de ellos, el del Valle Bajo y el del Delta del río Llobregat, tiene una gran importancia estratégica en el abastecimiento de Barcelona y su área metropolitana como recurso alternativo al agua superficial del río Llobregat. Para hacer frente a una posible contaminación del agua del acuífero del Delta del río Llobregat en la zona de Cornellá de Llobregat, donde Aguas de Barcelona tiene unas captaciones que pueden llegar a extraer cerca de 4.000 l/s, esta empresa está realizando las modificaciones necesarias en sus instalaciones para conducir el agua subterránea a la Planta de Tratamiento de Sant Joan Despí donde se le podrá efectuar un tratamiento consistente en ozonización, filtración por carbón activo y desinfección con cloro.

En ningún caso se trata de realizar una lista exhaustiva de casos de contaminación sino de describir una serie de ejemplos con las causas, los efectos y las soluciones que se han adoptado, en algunos de los casos, para su eliminación.

Contaminación por disolventes clorados del acuífero del Valle Bajo del Llobregat

El acuífero del Valle Bajo del río Llobregat tiene una superficie de unos 22,5 km^2 y se extiende a lo largo del río desde la población de El Papiol hasta las poblaciones de Cornellá de Llobregat y Sant Boi de Llobregat en la provincia de Barcelona. Se trata de un acuífero libre, formado por gravas y arenas, conectado con el río y por tanto es una zona importante de recarga por infiltración de agua superficial sobretodo en épocas de lluvias. Este acuífero es la cabecera del acuífero del Delta del río Llobregat con el que forma en realidad una única unidad hidrogeológica.

En la primavera del año 1.974 se detectó en el agua extraída de este acuífero por el pozo La Estrella 4, uno de los seis pozos que Aguas de Barcelona tiene en el municipio de Sant Feliu de

Llobregat, un fuerte olor a compuestos orgánicos aromáticos. Según los análisis realizados en estas aguas, la causa de dicho olor era una contaminación del agua con disolventes clorados, principalmente percloroetileno. La contaminación se relacionó desde un principio con el relleno, realizado unos meses antes, de unos hoyos de extracción de áridos situados aguas arriba del pozo afectado, ya que muchos de dichos hoyos se rellenaban, con residuos industriales y urbanos.

Para evitar la extensión de la contaminación, se realizó una barrera hidráulica mediante el bombeo continuo del pozo contaminado y de otros dos y se dejó fuera de servicio otros tres para evitar que se desviara el flujo de agua contaminada hacia ellos. Como solución definitiva se decidió la construcción de una instalación para el tratamiento del agua contaminada con ozono, después de comprobar en una Planta Piloto que dicho tratamiento era efectivo para eliminar los contaminantes del agua.

En la actualidad, después de más de veinte años, cada vez que hay un aumento de nivel del agua en el acuífero en respuesta a un episodio de recarga, se produce un lavado del terreno contaminado lo que provoca un aumento de la concentración de disolventes clorados en el agua como se puede ver en las Figuras 1, 2 y 3.

Figura 1. Evolución del nivel en el acuífero del Llobregat en Sant Feliu y de la concentración de percloroetileno en el pozo La Estrella 4.

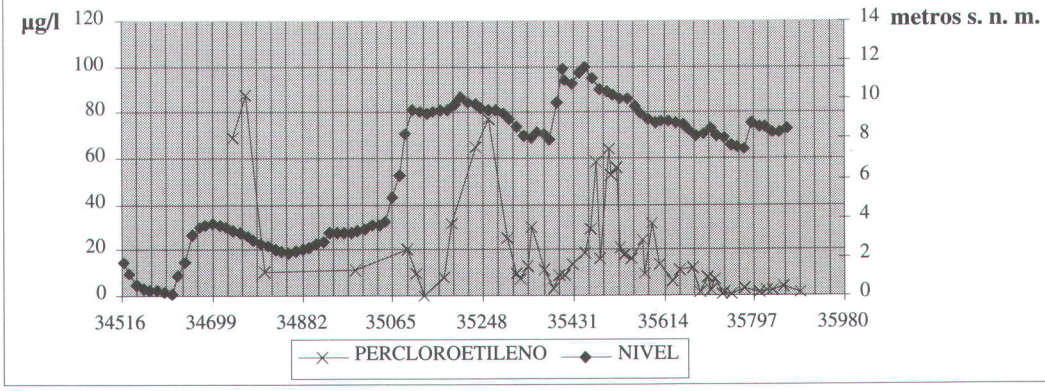


Figura 2. Evolución del nivel en el acuífero del Llobregat en Sant Feliu y de la concentración de tricloroetileno en el pozo La Estrella 4.

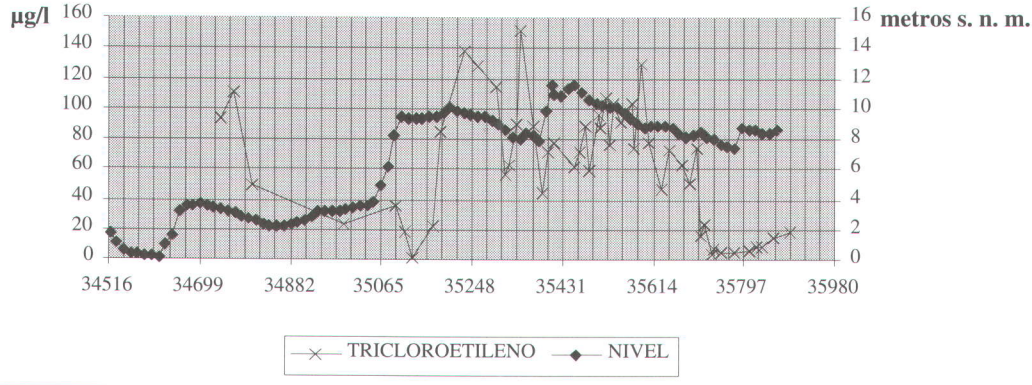
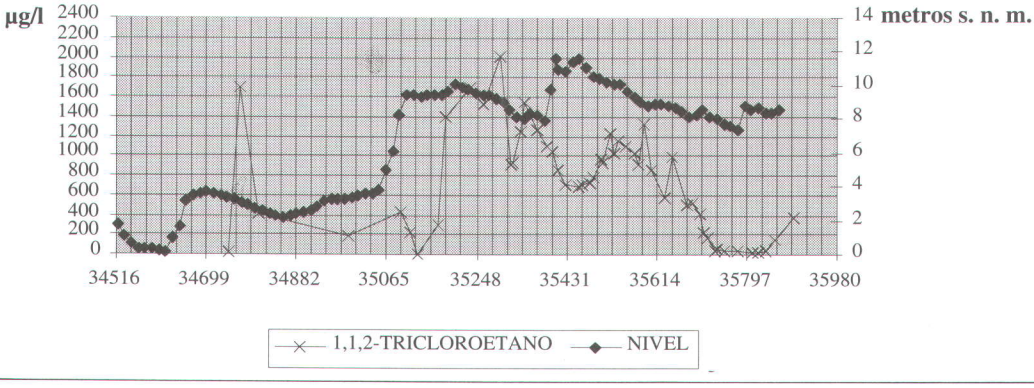


Figura 3. Evolución del nivel en el acuífero del Llobregat en Sant Feliu y de la concentración de 1,1,2-tricloroetano en el pozo La Estrella 4.



Además, las nuevas técnicas de análisis del agua han permitido detectar la presencia en el agua de otros compuestos orgánicos, como el Diciclopentadieno, que con concentraciones de solo 0,05 µg/l ya dan olor al agua. En estas condiciones, como es de esperar, todas las captaciones que Aguas de Barcelona tiene en esta zona del acuífero para el abastecimiento se encuentran fuera de servicio y se mantienen dos pozos bombeando a un colector de aguas residuales para evitar que la contaminación pueda afectar a los pozos del acuífero del Delta del río Llobregat. La capacidad de bombeo de estas captaciones es del orden de 1.000 l/s y el volumen que se está extrayendo para evitar la extensión de la contaminación es de unos 6 hm^3 al año.

Contaminación por gasolina del acuífero del Valle Bajo del Llobregat

Esta contaminación afectó a la misma zona del acuífero del caso anterior y se detectó en Diciembre de 1991 en unos pozos que abastecían al municipio de Torrelles de Llobregat. Para conocer la procedencia de esta contaminación se efectuó una toma de muestras de todos los pozos y sondeos existentes en la zona y un estudio por georadar. De los resultados obtenidos se concluyó que la contaminación era debida al derrame de gasolina, que se había producido unos meses antes, a causa de un atentado terrorista contra el oleoducto que discurre paralelo al río Llobregat por su margen derecha. Unos sondeos efectuados en la zona del atentado confirmaron que el terreno estaba impregnado de gasolina y que había gasolina flotando en el agua.

Para combatir esta contaminación se decidió crear dos barreras hidráulicas con los pozos existentes en la zona más dos de nueva construcción y realizar una descontaminación del terreno. Esta descontaminación se realizó por medio de una extracción del aire de la zona no saturada y de un bombeo del agua del acuífero, tratándola en unas columnas de "stripping" con aire y evacuándola a un colector de aguas residuales.

En total se extrajeron unas 23 toneladas de gasolina, de las cuales 21 lo fueron de la zona del atentado y el resto por el bombeo de las barreras hidráulicas, unos 4 hm^3. Además de la pérdida de estos recursos hídricos, la eliminación de esta contaminación ha costado del orden de unos 200 millones de pesetas. La concentración máxima de gasolina que se encontró en el agua del pozo La Estrella 4 de Aguas de Barcelona fue de unos 3 mg/l y aunque en la actualidad no se encuentra gasolina en ninguno de los pozos afectados, se siguen realizando controles periódicos para asegurar que la desaparición de esta contaminación es total.

Coincidiendo en el tiempo con esta contaminación se detectó otra por las fugas de unos depósitos de una de las varias gasolineras existentes en la zona, lo que constituye un claro ejemplo del riesgo que significa para la calidad de las aguas subterráneas este tipo de actividades, cuando se permite su instalación en las zonas de recarga o en los propios acuíferos sin tener en cuenta ninguna medida de protección.

Contaminación por amoníaco del agua del acuífero del Delta del Llobregat

El acuífero del Delta del río Llobregat tiene forma triangular, una superficie de 91 km^2 y se extiende desde las poblaciones de Cornellá de Llobregat y Sant Boi de Llobregat hasta el mar Mediterráneo. Este acuífero está dividido en dos por una capa de limos impermeables por lo que en realidad hay un acuífero superior que es libre y otro inferior que es cautivo. Este último es el que se explota para usos industriales y para el abastecimiento. Las reservas útiles máximas de este acuífero se estima en unos 100 hm^3 lo que da una idea de su importancia como elemento de regulación interanual de los recursos hídricos del río Llobregat.

Esta contaminación por amoníaco apareció en el mes de Mayo de 1995 en el agua de los pozos que Aguas de Barcelona tiene en los municipios de Cornellá de Llobregat y Sant Joan Despí y que explotan los recursos del acuífero del Delta del río Llobregat. Después de un muestreo de todos los pozos se pudo comprobar que la contaminación afectaba especialmente a los pozos nº. 4 y nº. 16 y

en menor medida al nº. 17. En los pozos situados aguas arriba de estos no se detectaron concentraciones significativas de amoníaco ni tampoco en los situados aguas abajo. Dado que el pozo nº. 16 se encuentra ubicado aguas abajo del pozo nº. 4, se concluyó que la causa de contaminación tenía que estar por encima de este último y antes del nº. 3 que es el primero que se encuentra siguiendo el flujo del agua en sentido contrario y que no tenía indicios de contaminación.

Como primera medida de prevención, se puso a funcionar de forma continua el pozo nº. 4 y el pozo nº. 16 para que hicieran de barrera hidráulica y evitar en lo posible que la contaminación pudiera afectar a otros pozos. Además se empezó a controlar con una frecuencia muy alta la calidad del agua en estos pozos, analizando además del amoníaco otros parámetros químicos, tanto orgánicos como inorgánicos, y bacteriológicos y se buscaron datos hidrogeológicos y constructivos del pozo nº. 4. De los datos obtenidos se pudieron extraer las siguientes conclusiones:

- Se producía una disminución importante de la concentración de nitratos en el agua. Este fenómeno podría significar que el amoníaco era el resultado de la reducción de los nitratos y por tanto que la causa de la contaminación era un agente reductor.
- En el corte geológico de este pozo se puede ver que no existe capa de limos intermedia, o sea que el acuífero es único, y que hay unos diez metros de arcillas entre el nivel del terreno y el de las gravas del acuífero.
- Constructivamente el sondeo del pozo nº. 4 está hincado en el interior de otro sondeo más antiguo y menos profundo. Estos dos sondeos son independientes por lo que se pueden muestrear por separado. La concentración de amoníaco que se encuentra en el agua de este sondeo menos profundo es más alta y además se encontró contaminación bacteriológica en algunas de las muestras analizadas. Esto indica que el agua superficial del acuífero está más contaminada que la profunda y por tanto que el foco contaminante tiene que estar cerca y en la zona no saturada.

Con estos resultados se empezó a intuir que el posible foco de contaminación podía ser una fuga de un colector de aguas residuales que discurre por las proximidades de estos pozos. En una revisión del interior de este colector, realizada después de que Aguas de Barcelona comunicara a la Administración este episodio de contaminación y su posible causa, se localizaron en él varias roturas y una de ellas se corresponde con un punto situado a unos 100 m aguas arribas del pozo contaminado siguiendo las líneas de flujo del agua subterránea.

A finales del año 1996 se produjo un aumento de la concentración de amoníaco en el agua que llegó a ser de cerca de 20 mg/l junto con un aumento de los cloruros que pasaron de ser del orden de 400 mg/l a más de 1.100 mg/l. Este aumento de la contaminación puede estar relacionado con el incremento del nivel del agua en el acuífero ya que se llegó a una cota que hacía más de 30 años que no se alcanzaba. Posteriormente, la concentración de amoníaco y cloruros ha disminuido a los niveles que tenían con anterioridad.

En la actualidad esta contaminación está controlada con la barrera que supone el funcionamiento en continuo de dos pozos y se está a la espera de que se repare el colector de aguas residuales, reparación que no se ha efectuado por un problema de competencias entre Administraciones. El volumen de agua contaminada que se está extrayendo del acuífero en la barrera hidráulica es del orden de 6 hm^3/año.

Contaminación por disolventes clorados del acuífero del Delta del Llobregat

En el mes de Junio de 1994 se detectó una alta concentración de tricloroetileno en diferentes pozos situados en el municipio de El Prat de Llobregat y que captan agua del acuífero profundo del Delta del río Llobregat para el abastecimiento de agua potable a dicha población. Estos son propiedad de la empresa municipal Aigües del Prat S.A., responsable de dicho abastecimiento y que amablemente ha cedido la información que se utiliza para la descripción de este episodio contaminante.

Ante esta contaminación, que en algunos pozos superaba los 150 &g/l de tricloroetileno, la empresa Aigües del Prat decidió parar las extracciones de los pozos contaminados y realizar las modificaciones necesarias en su red para poder recibir un suministro alternativo, en este caso desde la red de Aguas de Barcelona. Al mismo tiempo, inició ensayos piloto para realizar un tratamiento del agua contaminada por medio de un "stripping" con aire dada la alta volatilidad de estos compuestos orgánicos. Con los resultados obtenidos en estas pruebas piloto se decidió la construcción de tres plantas de tratamiento totalmente automatizadas y con una capacidad conjunta de 1.000 m^3/h, en las que el elemento principal son unas torres de absorción de tres metros de diámetro y siete de altura donde se realiza la transferencia de los compuestos contaminantes volátiles del agua al aire. Posteriormente se realiza una corrección del pH con CO_2 y una desinfección con cloro.

En la actualidad, la concentración de tricloroetileno en el agua ha disminuido ligeramente pero aún hay pozos con más de 100 &g/l, desconociéndose con exactitud la fuente de la contaminación, aunque dadas las características del acuífero, protegido por una capa de limos de un espesor importante, lo más probable es que se trate de un vertido industrial realizado en algún pozo abandonado.

Las inversiones que se han tenido que realizar para asegurar el suministro y potabilizar el agua contaminada ha sido del orden de unos 280 millones de pesetas.

Contaminación de los acuíferos del río Besós

El río Besós se forma a partir de la confluencia de otros dos ríos, el Congost y el Mogent, en las proximidades de la población de Montmeló situada al norte de la ciudad de Barcelona. A lo largo de este río se extienden dos acuíferos, formados por arenas y gravas de aluviones recientes, que se denominan la Cubeta de La Llagosta y el Delta del río Besós y que se unen a través de un paso muy estrecho conocido como el Congost de Montcada. El acuífero de la Cubeta de La Llagosta es libre y el del Delta está dividido en dos, como el del río Llobregat, por una capa de limos por lo que hay un acuífero superior que es libre y otro inferior que es cautivo. Los recursos estimados de estos dos acuíferos son del orden de 30 hm^3/año.

La explotación de los recursos de estos acuíferos para abastecimiento y para usos industriales se inició a finales del siglo pasado, llegándose a extraer de ellos cerca de 60 hm^3 anuales en los años 60. Esta extracción, al ser muy superior a los recursos disponibles produjo una salinización de la zona del acuífero más próxima a la costa por intrusión marina. Además de este fenómeno se fueron produciendo a partir de los años 70 una serie de contaminaciones a causa de la infiltración de la propia agua del río, convertido en cloaca a cielo abierto, de la infiltración de agua residual urba-

na e industrial por fugas en los colectores, del relleno con residuos de los hoyos de extracción de áridos y por otros motivos diversos que obligaron al abandono progresivo de las captaciones. En el caso de Aguas de Barcelona, a principios de los años 70 disponía de diez pozos con los que se extraían de estos dos acuíferos del orden de unos 15 hm^3 al año para el abastecimiento de la ciudad de Barcelona y su área metropolitana mientras que en la actualidad esta extracción es nula.

Este abandono de las captaciones de aguas subterráneas de estos acuíferos ha ocasionado una recuperación de los niveles piezométricos en el Delta del río Besós, que ha supuesto en los últimos diez años un aumento de medio metro al año en promedio y que está creando graves problemas de inundaciones en infraestructuras enterradas de la zona, como aparcamientos subterráneos o túneles del Metro. Dado que la mejor solución a estos problemas sería volver a explotar el acuífero con una extracción del orden de 15 hm^3 al año, Aguas de Barcelona ha iniciado un estudio, que aún no se ha finalizado, para caracterizar la calidad del agua que hay en la actualidad en el acuífero y posteriormente valorar técnica y económicamente la posibilidad de proponer un tratamiento de dicha agua que permita con seguridad volver a utilizarla para el abastecimiento de la población.

Para poder realizar la caracterización del agua de estos acuíferos se han instalado bombas de toma de muestras en siete pozos de Aguas de Barcelona y se han realizado cuatro campañas de muestreo a lo largo de los dos últimos años, analizando parámetros químicos inorgánicos (cationes, aniones y metales pesados) y orgánicos (disolventes clorados, hidrocarburos y otros). De los datos obtenidos, junto con los proporcionados por la Junta de Sanejament de la Generalitat de Catalunya de dos campañas de análisis de pozos de la Cubeta de La Llagosta, se ve que en dicho acuífero hay problemas generalizados de dureza, nitratos, hierro, manganeso y disolventes clorados y puntualmente de gasolina y acetona. En el acuífero del Delta del río Besós se ha encontrado dureza, nitratos, amoníaco, hierro, manganeso y disolventes clorados. Aunque la eliminación de estos elementos y compuestos químicos es técnicamente posible, hay que terminar de estudiar, entre otros temas, si al realizar una extracción importante de una zona determinada del acuífero se movilizarán otros contaminantes del terreno o aumentará la concentración de los que se han encontrado por encima de unos niveles que hagan inviable el tratamiento del agua.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIGÜES DEL PRAT S. A. (1995). Doble Planta de Tractament per a l´eliminació d´ hidrocarburs halogenats volátils, amb una producció de 500 m^3/h d´aigüa tractada. El Prat de Llobregat.

AIGÜES DEL PRAT S. A. (1996). Estado del acuífero profundo del Delta del río Llobregat. El Prat de Llobregat.

COMUNITAT D´USUARIS DEL DELTA DEL LLOBREGAT. (1994). L´aquifer: una infrastructura natural

CUSTODIO, E. (1981). Aguas subterráneas y contaminación de acuíferos. Diagnóstico de vulnerabilidad de las aguas subterráneas por vertidos controlados. *Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de aguas subterráneas en España.* Barcelona.

CUSTODIO, E. (1993). Protección de acuíferos y su correcta explotación. Perímetros de protección. *Simposium sobre la economía del agua.* Barcelona.

CUSTODIO, E. (1996). Introducció a la problemática de la contaminació i regeneració d'aquifers. *La contaminació i regeneració de sòls i aquifers.* Associació d'Enginyers Industrials de Catalunya. Barcelona.

GODÉ L. X.; SERENA C.; FERRER, R.; VALDÉS J. L.; (1993). Contaminación por gasolina del acuífero del Baix Llobregat. Medidas de descontaminación adoptadas. Resultados obtenidos. *International Conference on Enviromental Pollution.* Sitges.

ISAMAT, F. J.; SALA, J.; CANTÓ, J.; MIRALLES, J. M. (1977). Contaminación del acuífero del río Llobregat a la altura de Sant Feliu por vertidos de residuos industriales en hoyos producidos por extracción de áridos. *Intercolegial del Medio Ambiente. Editorial Laia.* Barcelona.

LUQUE, F. (1996). Episodios de contaminación en los acuíferos del Bajo Llobregat. *La contaminació i regeneració de sòls i aquifers.* Associació d'Enginyers Industrials de Catalunya. Barcelona.

SAHUQUILLO, A. (1994). Protección, detección y control de la contaminación de acuíferos. *Congreso sobre Análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas.* A. I. H. Grupo español. Alcalá de Henares.

SÁNCHEZ GONZÁLEZ, A. (1994). Perímetros de protección de captaciones de aguas subterráneas: Situación legal en España. *Seminario sobre perímetros de protección de captaciones de aguas subterráneas: Experiencias en países europeos.* Barcelona.

SANCHÍS MOLL, E. J. (1995). La protección de la calidad de las aguas subterráneas frente a fuentes contaminantes difusas y puntuales: Evolución y actuaciones. Implicaciones en la ordenación del territorio. *Jornadas sobre las aguas subterráneas en la Ley de aguas española.* A. I. H. Grupo español. Murcia.

VILARÓ, F. (1981). Contaminación de las aguas subterráneas en España. El problema de los residuos industriales. *Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de aguas subterráneas en España.* Barcelona.

REGENERACIÓN NATURAL DEL MEDIO HÍDRICO ANTE UN PROBLEMA DE CALIDAD ORGANOLÉPTICA DE LAS AGUAS. CUENCA MEDIA-BAJA DEL RÍO TORDERA

COLETO FIAÑO, Isabel*; CUCURELLA i CRUIXENT, Martí; RODRÍGUEZ SANTISTEBAN, Regina* y TENAJAS LÓPEZ, Jesús***

(*) CGS. Corazón de María, 6. 28002 MADRID
(**) RESISA. Ctra. Olzinelles, s/n. 08470 SANT CELONI (BARCELONA)

RESUMEN

En el verano de 1994 se detectaron problemas en varios pozos de abastecimiento situados en el aluvial del río Tordera, provocados por el olor y sabor anómalos en las aguas.

Tras una compleja analítica se determinó que una de las causas de este fenómeno era atribuible a la presencia de 2EDD (2- etil-5,5-dimetil-1,3-dioxano), cuyo umbral de olor se sitúa en el orden de decenas de ppt (partes por trillón).

Entre los procesos que pueden generar este subproducto, se encuentran aquellos en los que intervienen derivados de los óxidos de etileno y propileno. Se detectó, que al menos había pasado desapercibido a los controles de calidad de vertido de una planta de fabricación de resinas situada en Sant Celoni, debido a su presencia en bajas concentraciones y la escasa información técnica sobre este componente.

Una vez identificado el agente causante se realizó un estudio del funcionamiento hidrogeológico de la zona, y del transporte de substancias en el sistema acuífero-río. Se modelizó matemáticamente el fenómeno, y según el comportamiento observado y las predicciones del modelo, se concluyó que la mejor alternativa de recuperación era la "no acción", esto es, dejar que el medio se recuperase de forma natural tras minimizar el vertido.

Palabras Clave: *Tordera, 2EDD, olor, modelización matemática, recuperación.*

INTRODUCCIÓN

El ámbito de la presente investigación corresponde a la parte media y baja del aluvial y aguas superficiales del río Tordera, cauce prácticamente limítrofe entre las provincias de Barcelona y Gerona.

De este acuífero se abastecen importantes poblaciones como Blanes, Malgrat, Arenys de Mar, etc., y soporta asimismo una fuerte actividad industrial, especialmente en el sector químico.

En diversas captaciones de aguas subterráneas de esta zona se detectaron durante el verano de 1994 problemas de olor, cuya causa principal fue atribuida a la presencia de 2 etil-5,5 dimetil-1,3 dioxano (2EDD). Su origen se relacionó con vertidos a un cauce que habían pasado desapercibidos a los controles de calidad de una planta de fabricación de resinas sintéticas situada en San Celoni.

Este componente, como otros muchos microcontaminantes orgánicos, puede generar problemas en la calidad organoléptica de las aguas en concentraciones del orden de ppt (PRETI *et al.* 1993; VENTURA y ROMERO 1995). La analítica para su identificación exige técnicas muy sofisticadas (VENTURA *et al.* 1994) y existe muy poca documentación sobre este componente.

La investigación se centró en determinar la extensión del impacto sobre el sistema hidrogeológico y la posibilidades de restauración del medio hídrico una vez controlada la fuente de contaminación.

INFORMACIÓN HIDROGEOLÓGICA

El sistema acuífero aluvial del río Tordera ocupa una extensión de 37 km^2 con una morfología alargada. En él se pueden diferenciar tres tramos, correspondiendo a la zona de estudio la parte media y baja del mismo. En vertical, y para la zona baja y deltaica, se pueden distinguir dos acuíferos separados por una cuña arcillosa semiconfinante.

Existe una importante relación entre el flujo de agua superficial y subterránea, y el río se comporta como ganador o perdedor en función de los bombeos y de su propia aportación. Este hecho incidirá en los mecanismos de extensión de la contaminación , que tendrá al eje del río como principal vía.

Se llevaron a cabo controles piezométricos mensuales y aforos diferenciales para conocer detalladamente el funcionamiento actual del sistema.

INFORMACIÓN HIDROQUÍMICA

La analítica ha estado orientada a la caracterización de la contaminación por compuestos de la familia de los dioxanos. Tras una calibración entre dos laboratorios se optó por trabajar únicamente con los valores de 2EDD que, además de ser el compuesto de mayor incidencia sobre la calidad organoléptica de las aguas, presentó una aceptable concordancia en ambos laboratorios y pueden considerarse suficientemente orientativos e indicadores de la contaminación.

Datos de vertido

El conocimiento de la evolución de la cantidad y concentración del vertido es básico para poder interpretar adecuadamente sus efectos sobre el medio hídrico. Una vez que la fábrica tuvo conocimiento del problema en las aguas de abastecimiento de la zona, procedió a la instalación de métodos de depuración cada vez más sofisticados que permitieron disminuir drásticamente las concentraciones de 2EDD en el vertido hasta el límite establecido por la Junta de Sanejament en 15 ppb. Los efectos sobre la calidad del sistema hidrogeológico fueron casi inmediatos, lo que se constató como un indicio de la rapidez de regeneración del mismo.

Datos de aguas subterráneas

Tras un muestreo general en 49 puntos , se implantó una red de control de calidad mensual al principio, y posteriormente trimestral en 23 puntos. Para simplificar la interpretación se han escogido una serie de puntos significativos que aparecen en la figura 1 .

Según aparece reflejado en la figura 2, se comprobó una rápida tendencia decreciente en el tiempo de las concentraciones observadas, así como también una disminución de los contenidos desde los puntos más próximos al punto de vertido hacia aguas abajo. Asimismo, en los puntos situados en el acuífero profundo, se detectaron concentraciones, que aunque menores, indicaban que también estaba afectado. La rapidez con que se vieron contaminados indicaría que la vía principal de entrada fueron los propios pozos por un insuficiente aislamiento entre ambos horizontes acuíferos.

Fuera de la tendencia general se observó que entre los puntos 17 y 25 se localizaba un tramo anómalo que presentaba un ligero incremento en la tendencia global, efecto que se ha podido explicar, sin descartar otras influencias, por efecto de los bombeos.

Datos de aguas superficiales

El vertido de la planta de fabricación de resinas se produce, tras la depuración, directamente a la riera de Vallgorguina, afluente directo del Tordera por su margen derecha.

La red de control periódico de calidad de la Generalitat de Catalunya consta de 4 puntos en los que se determinaron , además de los parámetros habituales, las concentraciones en dioxanos. En esta investigación se tomaron muestras en 9 puntos más, en dos campañas coincidiendo con época de aguas altas y aguas bajas.

También aquí se detectó un comportamiento anómalo en un tramo comprendido entre las rieras de Breda y Arbucies (estaciones 5 y 6). Las concentraciones encontradas fueron del orden de las existentes en las aguas subterráneas para ese momento.

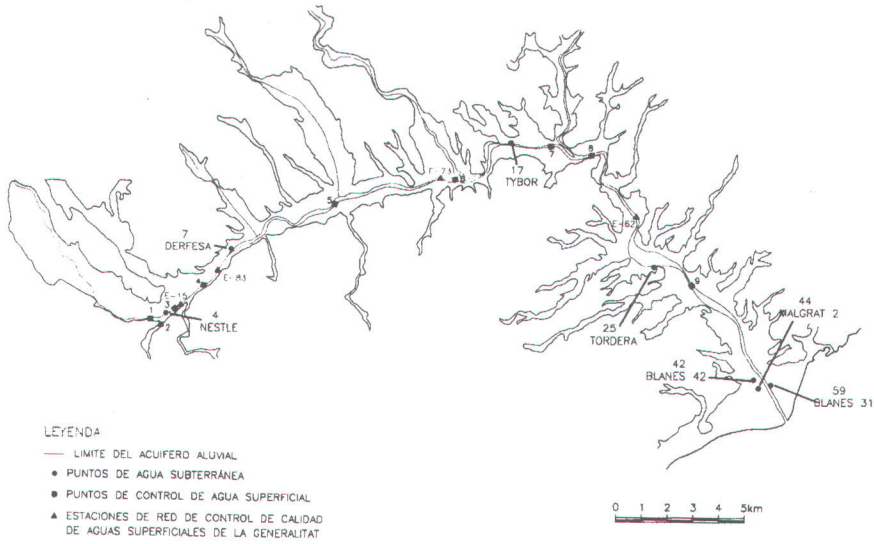


Figura 1. Mapa de situación de puntos.

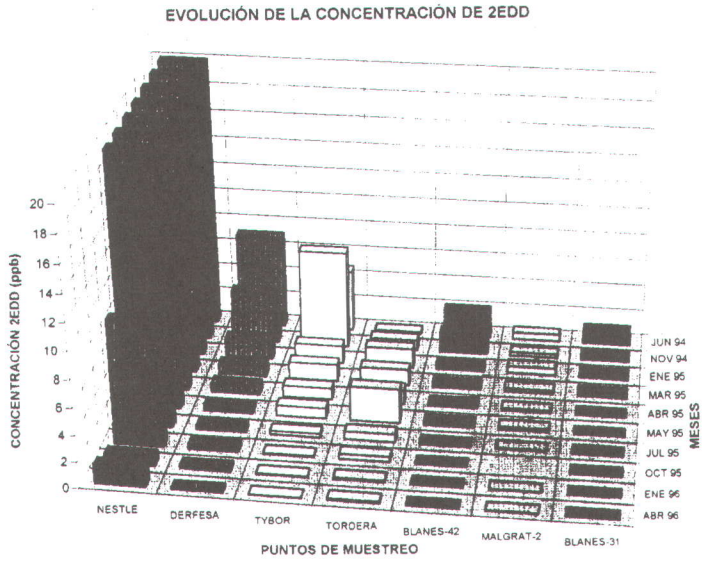


Figura 2. Resumen de la evolución espacio-temporal del 2EDD.

Datos en sedimentos

La elevada solubilidad de los componentes dioxánicos y su escasa tendencia a ser adsorbidos hacía suponer que no se encontrarían retenidos en la matriz sólida. No obstante se analizaron muestras de sedimentos del fondo del río a distancias crecientes del punto de vertido. Los resultados

obtenidos han servido para confirmar que pueden considerarse mínimos los efectos de retención y contaminación secundaria por desorción.

MODELIZACIÓN MATEMÁTICA

La modelización se planteó como una herramienta para poder establecer cómo se había producido la entrada de contaminantes al acuífero y elaborar predicciones sobre su comportamiento futuro.

En la simulación del flujo de agua subterránea se empleó MODFLOW (MACDONALD & HARBAUGH, 1984), y para el transporte de contaminantes MT3D (ZHENG, 1990), ambos modelos ampliamente reconocidos en el ámbito científico.

El acuífero se sintetizó en un modelo bicapa de 556 (a. sup.) + 100 (a. prof.) celdas, de 250 x 250 m de lado. Los datos básicos en cuanto a geometría, parámetros hidrogeológicos, y condiciones de borde, recarga y extracciones se tomaron del Plan Hidrológico y del informe ITGE (1993).

El ajuste del modelo se realizó mediante la comparación con la piezometría real y los términos de balance disponibles. El parámetro de más difícil estimación fué la conexión río-acuífero, factor de gran interés en la caracterización del flujo y en el transporte de substancias.

Proceso de modelización

En primer lugar se ajustó el modelo en régimen permanente y los resultados obtenidos sirvieron como punto de partida para la simulación en régimen transitorio considerando un año hidrológico completo.

En el modelo de transporte se consideraron dos hipótesis diferentes: entrada del contaminante y limpieza del sistema.

a) Simulación de cómo se produjo el proceso de contaminación

Se adoptaron las siguientes premisas: emisión constante de 15 ppb en el vertido, ausencia total de contaminantes en el acuífero, y concentraciones de contaminante en el río que varían entre 15 ppb justo en el punto de vertido y 2 ppb en la confluencia con el mar.

Se comprobó que en los puntos situados cerca del río y en los cuales la explotación es intensa, se adquiere rápidamente la concentración que lleva el río en su misma sección, con una distribución relacionada también con la permeabilidad de cada zona. Este hecho podría explicar las anomalías observadas ocasionalmente, que podrían coincidir con el régimen de bombeo que induce una mayor entrada de contaminantes.

En el tramo bajo, la distribución es más uniforme, y se aprecia de forma evidente un efecto de dilución desde el río hacia los bordes del acuífero. En el delta las explotaciones se concentran en el acuífero inferior, y se ha verificado el efecto de entrada de contaminante.

b) Simulación de cómo se limpiaría una vez eliminado el origen

Como datos básicos se consideró que el río llevara concentración 0, y en el acuífero la situación fuera uniforme con 0,3 ppb (valor medio de julio de 1995).

Se pudo reconocer como el proceso de lavado es muy eficaz, de forma simétrica a lo que fue la entrada de contaminante. No obstante la respuesta real es aún más rápida según los datos experimentales de seguimiento, y esta diferencia puede deberse a diversos factores fundamentalmente relacionados con que el modelo trabajó con valores medios y por tanto no se consideraron situaciones extremas en cuanto a variaciones temporales y locales.

CONCLUSIONES Y PLAN DE ACTUACIONES

Se ha comprobado como la relación río-acuífero es la variable que más condiciona el comportamiento global, tanto en lo que se refiere al sistema de flujo como a la distribución de contaminantes.

El río Tordera, eje del sistema, presenta una dinámica estacional muy marcada, que junto al régimen de extracciones de agua subterránea y las permeabilidad locales, condiciona la distribución areal y temporal de los contaminantes.

En los sucesivos muestreos y, posteriormente, en la modelización, se ha visto que aunque la contaminación estaba muy extendida en el acuífero, la corrección de la calidad de los vertidos, ha tenido una rápida influencia en las aguas subterráneas, cuyos contenidos en 2EDD han disminuido casi en la misma proporción, y sólo con un ligero desfase.

Ante la regeneración natural observada por el sistema, se ha optado por mantener una red de control antes de plantear alternativas de limpieza que podrían resultar innecesarias.

Los datos disponibles hasta el momento, verifican como el sistema, una vez minimizado el vertido, es capaz de volver a sus condiciones previas.

Sin embargo hay que tener en cuenta que en este caso se han dado condiciones especialmente favorables para la restauración debido a la pequeña concentración y escasa retención del 2EDD en el sistema, la renovación anual de agua en el acuífero y la disminución drástica del contenido en el vertido.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ITGE (1993). Informe hidrogeológico del Mig y Baix Tordera (periodo 1991-1993). Provisional

McDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. (1984). A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model. *USGS Open-File Report 83-875*

PRETI, G.; GITTELMAN, T.S.; STAUDTE, P.B.; LUITWEILER, P. (1993). Letting the nose lead the way. Malodorous components in drinking water. In :*Analytical Chemistry, vol 65, n° 15, 699-702.*

VENTURA, F.; ROMERO, J.; BOLEDA, M.R.; MARTÍ, I. (1994). Identificación de contaminantes orgánicos volátiles en agua. *Tecnología del Agua nº 131, 17-28.*

VENTURA, F.; ROMERO, J. (1995). Análisis de derivados de dioxanos y dioxolanos causantes de gustos y olores en el agua (1ª parte). *Tecnología del Agua nº 144, 57-64.*

ZHENG, C. (1990). MT3D A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. *Papadopulos & Associates, Inc.*

CONTAMINACIÓN POR DIOXANOS Y REGENERACIÓN DEL ACUÍFERO ALUVIAL DEL RÍO TORDERA (CATALUÑA)

COSTA ALANDÍ, Carme y NIÑEROLA PLÀ, Josep Maria*

(*) Unidad de Aguas Subterráneas. Junta de Saneamiento.
Departamento de Medio Ambiente. Generalitat de Cataluña.
C/Provença, 204-208. 08036 BARCELONA

RESUMEN

En el año 1994 se detectaron compuestos de la familia de los dioxanos en el acuífero aluvial del río Tordera. La contaminación, originada por el vertido de las aguas residuales de una industria al cauce, se extendió tanto al acuífero superficial como al acuífero profundo. Tras el importante descenso de los dioxanos en el vertido, ha tenido lugar la regeneración de las zonas afectadas. En el presente trabajo se estudian la contaminación a lo largo de todo el valle aluvial (35 km), y el posterior fenómeno de regeneración, a partir de la evolución de las concentraciones de dioxanos en las muestras tomadas entre los años 1994 y 1997.

Palabras Clave: *Contaminación, regeneración, dioxanos, organoclorados, Tordera.*

INTRODUCCIÓN

Durante la primavera de 1994 se recibieron quejas de algunos ayuntamientos costeros referentes al olor del agua de abastecimiento. Los primeros resultados, después de superar las dificultades metodológicas de análisis (identificación y cuantificación de compuestos desconocidos) pusieron de manifiesto la presencia de diversos compuestos de los grupos 2alquil-5,5-dimetil-1,3-dioxanos y 2-alquil-4-metil-1,3-dioxolanos en las muestras tomadas, y pronto se vio que la contaminación se extendía por toda la zona aluvial entre Sant Celoni y el mar, afectando a los abastecimientos de todas las localidades de la zona. De los compuestos detectados, todos ellos muy solubles, el 2-etil-5,5-dimetil-1,3-dioxano (2EDD) fue identificado como el principal causante del olor aromático, con un umbral de olor de 10 mg/l (VENTURA *et al.,* 1998).

Se detectaron también dioxanos en las aguas del río Tordera, que resultaron provenir del vertido al río de las aguas residuales de una industria ubicada en Sant Celoni. A instancias de la Junta de Saneamiento, la empresa responsable del vertido inició un plan de disminución de la concentración de dioxanos en las aguas residuales. Al mismo tiempo, empezaron una serie de muestreos periódicos de las aguas subterráneas que han permitido estudiar el fenómeno de contaminación por dioxanos y la posterior regeneración del acuífero aluvial. Se presentan en este trabajo las principales conclusiones obtenidas en el seguimiento de este caso de contaminación entre 1994 y 1997.

CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO

La zona aluvial del río Tordera está formada por un acuífero superficial libre, que se extiende por todo el valle, con una potencia de entre 5 y 35 metros. En el valle bajo aparece un tramo intermedio de limos, que se extiende desde la población de Tordera y crece de potencia hacia el mar (zona de delta), separando los sedimentos en dos acuíferos (superficial y profundo). El acuífero profundo, semiconfinado, tiene una potencia de entre 5 y 10 metros y se encuentra a profundidades de unos 35-50 metros. Las zonas acuíferas están formadas por gravas y arenas aluviales, con una permeabilidad estimada de entre 100 y 200 m/d y nivel freático próximo a la superficie (MOPU, 1985).

En total, la población estable que se abastece de agua de este acuífero es de unos 140.000 habitantes, según el censo de 1991. En la temporada turística se llega a más de 500.000 habitantes, siendo la mayoría del incremento en la franja costera. El consumo total anual para abastecimiento se cifra en unos 25 hm^3 , 20 de los cuales provienen del valle bajo. En las zonas próximas al río existe un importante asentamiento industrial del sector químico y farmacéutico, con un consumo anual de unos 13 hm^3. Además, la extracción de agua para usos agrícolas es de unos 10 hm^3/año. Finalmente, cabe destacar que el 45-50 % del total de las extracciones se concentra durante los meses de verano.

MUESTREOS REALIZADOS

Una vez detectado el problema de contaminación (primera toma de muestras en 47 puntos), se iniciaron una serie de muestreos periódicos para seguir la evolución de los dioxanos en los acuíferos. En total se han recogido 265 muestras, correspondientes a 14 muestreos en 57 puntos.

CUESTIONES PLANTEADAS

Al estudiar los resultados analíticos del primer muestreo se advirtió que la contaminación, además de afectar a todo el acuífero superficial, había llegado hasta el acuífero profundo, es decir, a unos 35 km del vertido contaminante y a 40 m de profundidad. El mecanismo de contaminación del acuífero superficial parecía claro: el río actuaba como foco contaminante lineal, aunque surgían dudas para explicar las dispares concentraciones de dioxanos en pozos relativamente cercanos. En relación al valle bajo, empezaron a barajarse diversas hipótesis sobre cuál había sido el camino recorrido por el agua contaminada hasta aflorar en los bombeos a 40 m de profundidad. No que-

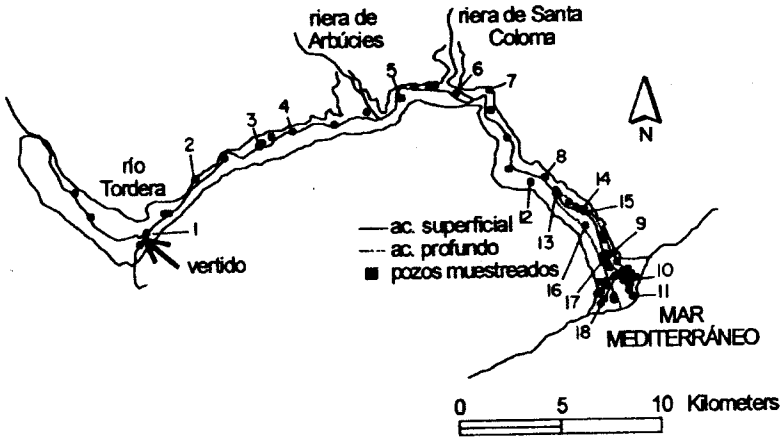


Figura 1. Mapa de situación de la zona aluvial del río Tordera. Se idican los puntos de muestreo: si numerar los analizados en el primer muestreo, y numerados los que se han controlado periódicamente.

daba claro que en el acuífero profundo el contenido en dioxanos fuera similar e incluso mayor que en el acuífero superficial, cuando cabría esperar un efecto de dilución en el acuífero profundo.

Otra de las incógnitas se refería al tiempo que había tardado el agua con dioxanos en llegar a los pozos, y su recíproca sobre el tiempo que tardaría el acuífero en regenerarse. Algunos usuarios en el valle medio manifestaron que el agua llevaba años con ese olor, mientras que en la zona del valle bajo los responsables de los abastecimientos aseguraban que nunca anteriormente lo habían notado. Esto sugería que la contaminación podía haber avanzado por el acuífero del valle medio a razón de algunos km anuales hasta llegar al acuífero profundo, lo cual, a su vez, significaría que una futura regeneración avanzaría del mismo modo.

RESULTADOS ANALÍTICOS. OBSERVACIONES

Durante los 3 años en que se han ido realizando la serie de muestreos, la interpretación detallada de los nuevos datos ha ayudado a aclarar algunas de las cuestiones inicialmente planteadas. Se resumen a continuación las principales observaciones realizadas.

Zonas afectadas por los dioxanos

Aunque, como se ha dicho, la contaminación afectó al acuífero aluvial en toda su longitud (y profundidad), ésta no se extendió de manera continua por el acuífero, **sino** que apareció preferentemente en algunas zonas:

- Existen numerosos puntos donde los dioxanos no han llegado a detectarse o han aparecido esporádicamente en concentraciones muy bajas. Suelen coincidir con los pozos más alejados del río (a partir de unos 100 m) o con puntos que, aún estando cerca del cauce, no se bombean (como es el caso de diversos piezómetros y pozos en desuso).

- Algunos sondeos de bombeo estacional (para abastecimiento o regadío) sólo han presentado dioxanos durante las épocas de extracción. Incluso tras haberlos dejado en desuso y haber descendido la concentración de dioxanos, éstos han aparecido otra vez al bombear de nuevo.

- Las zonas donde han aparecido las concentraciones más elevadas de dioxanos corresponden al entorno del vertido (Pozo 1) y a los puntos de mayor extracción (zona industrial y abastecimientos tanto del acuífero superficial como del profundo).

Evolución temporal de la contaminación. Regeneración

Como muestra de la importante disminución de la concentración de dioxanos en el vertido contaminante, se ha representado en el gráfico de la Figura 2 la evolución de todos los compuestos en el Pozo 1, que se encuentra a unos 500 m del vertido. Se trata de un pozo industrial que dejó de bombearse a finales de 1994.

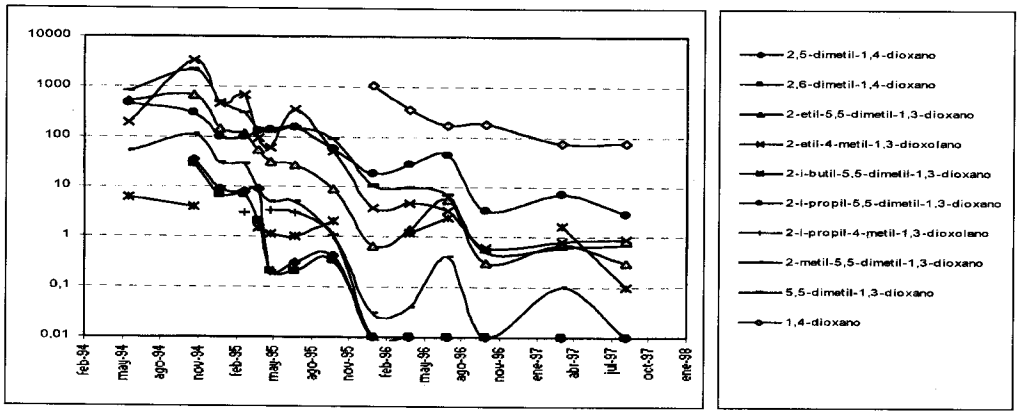


Figura 2. Evolución de la concentración de dioxanos (µg/l) en el Pozo 1, cecano al foco.

En los gráficos de la Figura 3 se ha repreentadola evolución en los sucesivos muestreos de los pozos de control, tomando para ello como ejemplo el compuesto 2EDD.

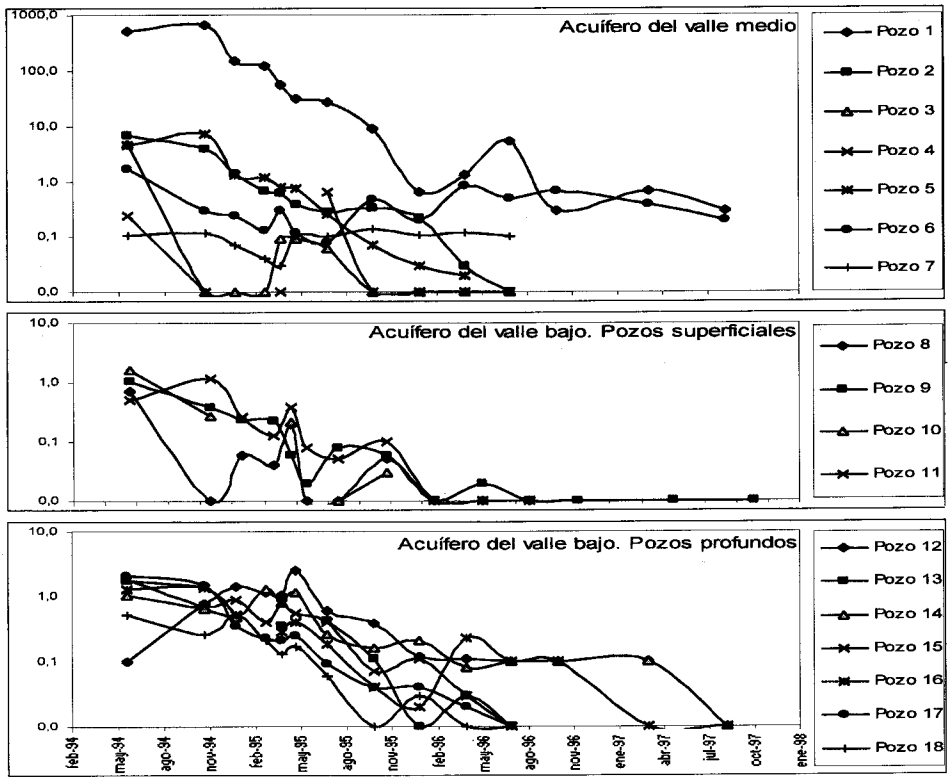


Figura 3. Evolución de la concenración de 2EDD (µg/l) en los pozos de control.

CONSIDERACIONES Y DISCUSIÓN

Valle medio

En el valle medio, las observaciones realizadas dan a entender que la presencia de dioxanos se debe principalmente a la estrecha relación río-acuífero establecida a través de la recarga inducida por los bombeos, aunque la infiltración de las aguas del río contribuye también a la dispersión de la contaminación. La mayoría de los pozos importantes (industriales y de abastecimiento) se encuentran a poca distancia del río, normalmente inferior a 100 metros. En el caso de pozos alejados del río y/o con extracciones poco significativas o intermitentes, el efecto de la recarga inducida es prácticamente nulo. En cuanto a la evolución de la contaminación, en todos los pozos ha ido descendiendo paulatinamente el contenido en dioxanos (ver gráficos). En la mayoría de los puntos no se han detectado dioxanos en los últimos muestreos, mientras que unos pocos pozos presentan todavía una concentración residual de estos compuestos.

Valle bajo

En el valle bajo, y en condiciones naturales, el nivel freático del acuífero profundo es algo superior que el del acuífero superficial. Por tanto, sólo puede existir gradiente hacia el acuífero profundo en el caso de que el nivel esté deprimido por bombeo, lo que explica que las mayores concentraciones de dioxanos se encuentren en los abastecimientos. En su camino hacia el acuífero profundo, cabe pensar que las moléculas de dioxanos (compuestos orgánicos de molécula grande) deberían ser retenidas, al menos parcialmente, por los limos del acuitardo intermedio. Esto tampoco ha sido así, sino que los pozos profundos han presentado contenidos de dioxanos similares a los superficiales e incluso mayores.

En los últimos muestreos, las concentraciones de dioxanos en el valle bajo han sido muy bajas, y cercanas al límite de detección (0,01 mg/l). Esto hace que las diferencias entre las distintas muestras sean muy pequeñas también, y quizás poco significativas. Aún así, pueden intuirse algunas observaciones. En los pozos superficiales apenas se han detectado dioxanos a partir del año 96, sólo una pequeña concentración en abril-96 en el pozo de Blanes, que además es el único del conjunto que se bombea regularmente. En los pozos profundos, en cambio, los dioxanos siguieron detectándose en todos los puntos hasta el verano del 96. A partir de entonces sólo se han detectado en los puntos más cercanos al río y que soportan extracciones continuadas. Así pues, existe un cierto retardo en la regeneración de los pozos profundos, que podría deberse a la existencia del acuitardo o a una mayor interacción con el río en estas zonas.

La gran similitud de la evolución de los pozos del valle bajo indica que la capa intermedia de granulometría más fina, aunque puede producir un cierto retardo en el transporte del producto trazador, no confina la parte profunda del acuífero, ni la protege de la contaminación. Todos los pozos, sea cual sea su profundidad, han interaccionado con el río a través de la recarga inducida. La hipótesis de que los dioxanos llevaran años infiltrándose desde el río al acuífero superficial y desde éste al acuífero profundo queda desechada, puesto que, como se ha visto, al ir descendiendo la concentración de dioxanos en el río, la repercusión en los pozos ha sido directa y rapidísima, al igual que en el valle medio.

Estas observaciones hacen entrar en contradicción el modelo previo de acuífero bicapa con un acuitardo confinando la zona profunda, y plantean un nuevo modelo de delta, en el cual el llamado acuitardo no existiría como tal, sino que permitiría la transferencia relativamente rápida de un soluto, actuando el conjunto como un acuífero único.

CONCLUSIONES

En ocasiones, los episodios de contaminación por compuestos orgánicos son difíciles de detectar y de seguir, debido a la naturaleza poco conocida de los compuestos y a las pequeñas concentraciones en que aparecen. Sin embargo, la posibilidad de seguir la evolución de un elemento que hace las veces de trazador puede facilitar un mayor conocimiento del acuífero, llegando incluso a cuestionar aspectos hidrogeológicos que se daban por válidos.

En relación con el episodio de contaminación por dioxanos en el acuífero aluvial del Tordera, del estudio de los datos analíticos recogidos entre 1994 y 1997 se desprende que el principal meca-

nismo de transferencia del agua del río al acuífero ha sido la recarga inducida por los principales bombeos. Este hecho parece sugerir la transferencia directa del contaminante desde el agua superficial al propio pozo durante el bombeo.

Las observaciones realizadas plantean un nuevo modelo hidrológico en el valle bajo, en el cual el llamado acuitardo no existiría como tal, sino que el conjunto actuaría como un acuífero único, quizás algo retardado en la zona profunda, pero interaccionando con el río a cualquier profundidad debido a la recarga inducida por los bombeos.

Una vez eliminado el vertido contaminante, ha tenido lugar la regeneración en todas las zonas del acuífero, sin que hayan sido necesarias otras actuaciones, lo que validaría la hipótesis precedente. En algunos pozos quedan valores residuales, indicando que puede haber una cierta retención en algunas zonas del acuífero. La verificación de estas hipótesis requeriría la realización de estudios de detalle que por ahora quedan fuera del ámbito de actuación del equipo de trabajo que ha intervenido en este caso.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

JUNTA DE SANEJAMENT (1 *995): Estudi de la qualitat de les aigües subterrànies dels aqüífers al. luvials del riu Tordera.* Informe interno.

MOPU (1971): *Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental. N-3. Informe hidrogeológico sobre la zona aluvial del río Tordera.* Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas.

MOPU (1985)-. *Plan hidrológico del Pirineo Oriental. E.E.2. Estudio complementario sobre aguas subterráneas. Aluviales del Tordera.* Dirección General de Obras Hidráulicas. Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental.

VENTURA, F.; ROMERO, J.; CAIXACH, J.; RIVERA, J.; GODÉ, L.X. y NIÑEROLA, J.M. (1998): *Identification of 1,3-dioxanes and 1,3-dioxolanes as malodorous compounds at trace levels in river water, groundwater, and tap water.* Environmental Science & Technology. Vol 32, no. 2, pp 206-216.

ESTUDIO DE MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

ELVIRA DEL CID, Margarita*, ALONSO GARCÍA, Ana María y MARTÍNEZ ETAYO, Leticia****

(*) Jefe de Laboratorio Calidad de las Aguas del CEDEX
Paseo Bajo de la Virgen del Puerto, 3. 28005 MADRID
(**) T.F.G.S.. CEDEX. Paseo Bajo de la Virgen del Puerto, 3. 28005 MADRID

RESUMEN

En el Laboratorio de Calidad de las Aguas del Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX), se ha venido realizando desde el año 1987 un estudio general de microcontaminantes orgánicos en las aguas subterráneas, en España. Un total de quinientas cuarenta y cinco muestras han sido analizadas, previa extracción líquido-líquido, seguida de concentración y posterior análisis, por la técnica de cromatografía de gases/espectrometría de masas (HRGC/MS).

Con este procedimiento se han llegado a la identificación de numerosos compuestos orgánicos, determinando de esta manera el grado de contaminación de las aguas subterráneas por este tipo de sustancias, pertenecientes entre otras a los siguientes grupos: hidrocarburos alifáticos, hidrocarburos aromáticos, P.A.H., terpenos, ftalatos, organohalogenados, ácidos grasos, ésteres, plaguicidas, etc.

La presentación de estos datos supone una aportación en el campo de la contaminación de las aguas subterráneas, por ser poco frecuente la realización de estudios de estas características.

Palabras Clave: *Contaminación, microcontaminantes orgánicos, cromatografía de gases, espectrometría de masas, terpenos, hidrocarburos, organohalogenados, plaguicidas.*

INTRODUCCIÓN

Es muy general el uso que se hace en España de las aguas subterráneas, en cuya geografía hay regiones que dependen casi exclusivamente de ellas para abastecer sus necesidades, de lo que se deduce la importancia de conocer la presencia de distintos contaminantes que pueden alterar la calidad natural de las mismas.

Debido a una serie de causas concurrentes en las últimas décadas, han aparecido en las aguas un gran número de compuestos orgánicos que antes no existían y que, aunque presentes en la mayor parte de los casos en muy pequeñas concentraciones, son capaces de incidir negativamente sobre el hombre y su entorno. Estas sustancias, que a tan bajos niveles de concentración, pueden ejercer efectos sobre los organismos vivos y su medio, se agrupan bajo el nombre genérico de "microcontaminantes orgánicos", debiéndose fundamentalmente su peligrosidad a dos de sus principales características: persistencia en el medio y poder de acumulación a lo largo de la cadena trófica.

Algunas de ellas están incluidas en la lista I que figura en el anexo de la Directiva 76/464, que en su día elaboró la CEE para proteger el medio ambiente acuático, y cuyo vertido directo en las aguas subterráneas está prohibido de forma expresa por la Directiva 80/68.

Aunque estas sustancias no se viertan de forma directa en las aguas subterráneas, pueden llegar a ellas a través de fuentes difusas o fuentes puntuales de contaminación, siendo su origen de tipo antropogénico fundamentalmente. La presencia de estos compuestos se debe principalmente a las siguientes actividades:

- prácticas agropecuarias (uso de plaguicidas, fertilizantes, etc...)
- actividades de origen urbano y vertederos de residuos sólidos
- actividades del sector industrial, en el que se utilizan un gran número de compuestos orgánicos (disolventes, desengrasantes, pigmentos, conservantes, agentes de limpieza, etc.)

Tradicionalmente no se ha llevado a cabo la determinación de este tipo de compuestos en las aguas subterráneas de forma sistemática, por la complejidad de las técnicas analíticas requeridas para su análisis, lo cual ha motivado una escasez de datos en cuanto a la presencia y concentración de microcontaminantes orgánicos en estas aguas. Por este motivo se consideró de gran interés incluir su estudio en los trabajos que, sobre la calidad de las aguas subterráneas, viene realizando el CEDEX desde 1987 mediante convenios con las sucesivas Direcciones Generales de Obras Hidráulicas / Calidad de las Aguas.

DESCRIPCIÓN DEL ESTUDIO

El objeto de estos trabajos ha sido, en todas las ocasiones, conocer la calidad que presentaban las aguas subterráneas en relación con los distintos usos a que se destinaban, para lo cual se han llevado a cabo los análisis fisico-químicos y químicos habituales requeridos por las correspondientes legislaciones.

Asimismo, se realizó un análisis cuantitativo por cromatografía de gases (GC) de todas aquellas sustancias que tienen Directiva Comunitaria (Directivas 84/491/CEE, 86/280/CEE, 88/347/CEE y 90/415/CEE.), y de otros plaguicidas organoclorados y organofosforados que, aunque no tienen Directiva, se encuentran incluidos en la citada Lista I.

En todas aquellas muestras de captaciones que se utilizaban para el abastecimiento a poblaciones, en número superior a quinientas hasta ahora, también se ha realizado un estudio de microcontaminantes orgánicos por cromatografia de gases/espectrometría de masas (GC/MS), con objeto de identificar cualquier otro compuesto orgánico que pudiera estar presente en ellas.

El ámbito geográfico de estos estudios han sido las Cuencas Hidrográficas del Duero, Tajo, Guadiana, Guadalquivir, Sur, Segura, Júcar, Ebro y Baleares, extendiéndose actualmente, aparte de estas cuencas, a la del Norte y a Canarias.

METODOLOGIA Y EQUIPOS

Previamente a la toma de muestra se bombean los pozos/sondeos, para asegurar que se ha reemplazado toda el agua estancada por agua reciente procedente de la formación objeto de estudio. El volumen se estima a partir de la posición del nivel de agua y del diámetro y profundidad del sondeo.

Para el estudio de los microcontaminantes orgánicos se recogieron aproximadamente 5 1 de agua en envases de vidrio de color topacio, que fueron transportados al laboratorio y almacenados a 4ºC hasta su posterior análisis.

Para la identificación de los compuestos orgánicos se ha realizado un análisis semicuantitativo en modo "fullscan" por cromatografía de gases/espectrometría de masas, según el método de la E.P.A. 625 cuyo protocolo analítico se describe en la (fig. l)

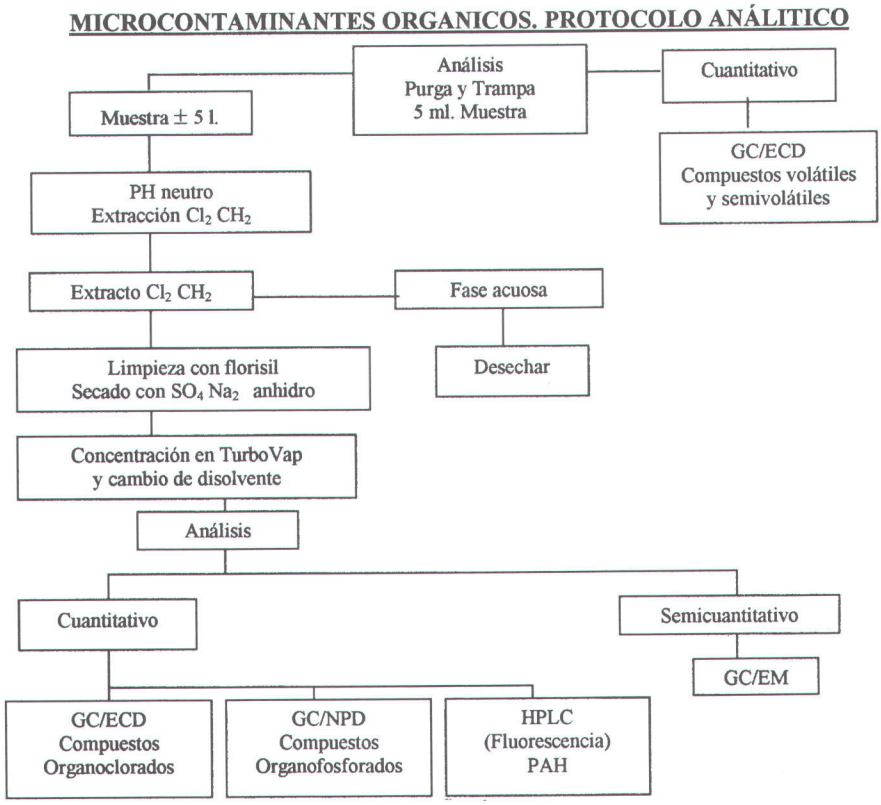


Figura 1

El equipo utilizado para estos análisis consta actualmente de un cromatógrafo de gases de la serie 8000 con inyector automático AS800, acoplado a un espectrómetro de masas de baja resolución NO800 de Fisons Instruments, cuyas condiciones de trabajo son las siguientes:

Condiciones* del *e.* de *masas
Modo: FulIScan
Ionización: EI+
Tª interfase: 250ºC.
Tª de la fuente: 200ºC

Condiciones del cromatógrafo de gases
Tª del inyector: 250ºC.
Tipo de inyección: Splitless 0.7 min
Gas portador: Helio
Presión cte.: 80 Kpa
Programa de temperaturas:
40ºC(5 min),5ºC/min,140ºC(1 min),3ºC/min,270ºC (10 min)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las 545 muestras de aguas subterráneas analizadas mediante la técnica de cromatografla de gases /espectrometría de masas (GC/MS), se han identificado aproximadamente 600 compuestos orgánicos, que se han agrupado en las siguientes familias químicas: ácidos orgánicos y ésteres; alcoholes; aldehidos; cetonas; éteres; fenoles; furanos; ftalatos; compuestos halogenados; hidrocarburos alifáticos y aromáticos, compuestos con nitrógeno, azufre o fósforo en su molécula; plaguicidas; terpenos y biciclos.

Con todos estos datos se ha elaborado un diagrama sectorial (fig.2) en el que se aprecia claramente la abundancia del grupo de los hidrocarburos (33%), y especialmente de los hidrocarburos alifáticos 21%, frente al resto de los grupos.

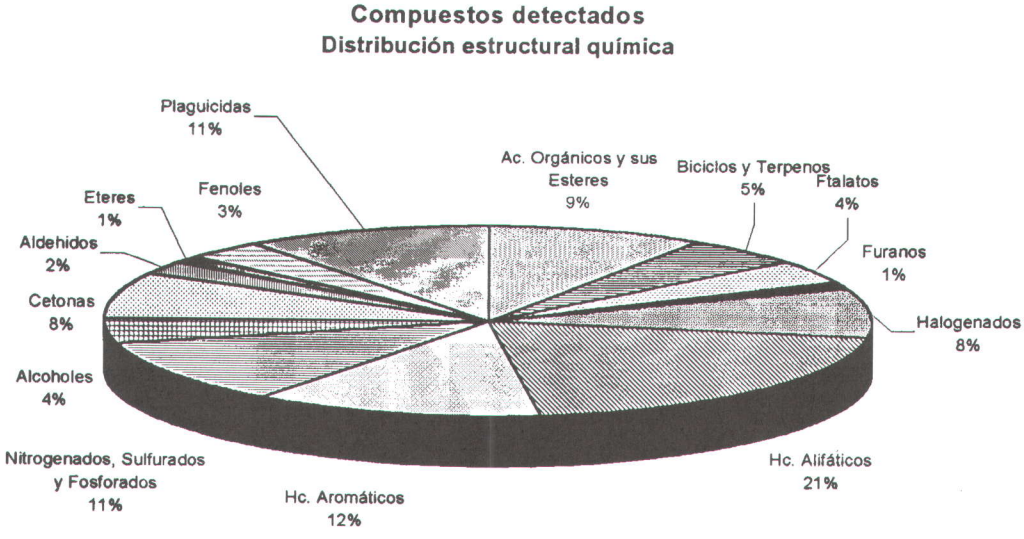


Figura 2

Con objeto de tener una idea más aproximada sobre la composición media que puede presentar una muestra de aguas subterráneas, en relación siempre con los grupos citados anteriormente, se ha realizado un diagrama sectorial (fig.3) utilizando los valores medios de la distribución porcentual de estos grupos en cuarenta muestras, escogidas a su vez de forma aleatoria entre las 545 muestras estudiadas.

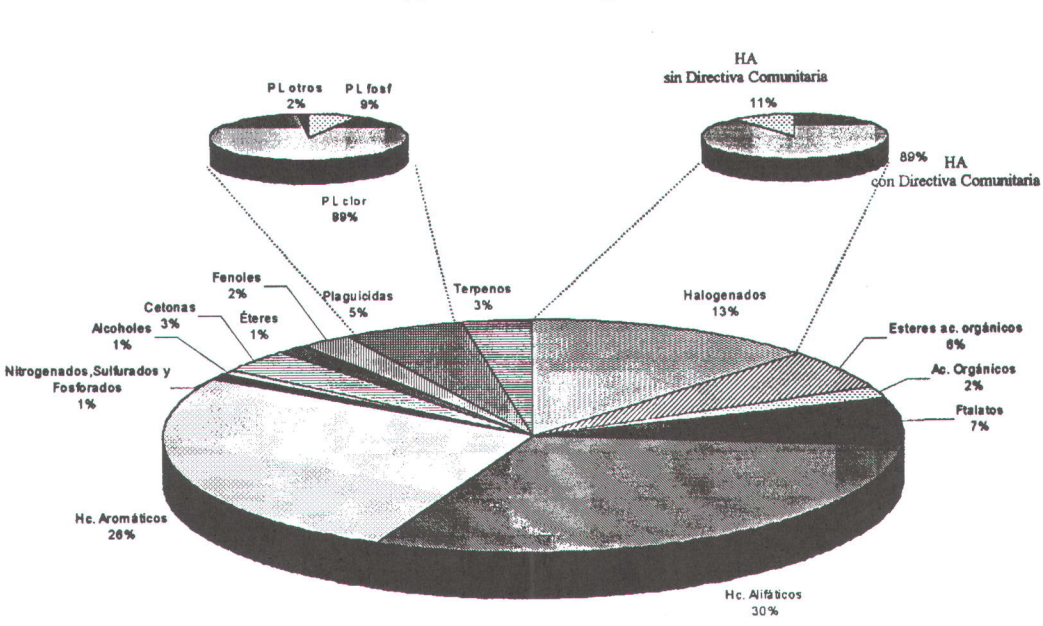


Figura 3

En este diagrama destaca que más del 50% de los compuestos identificados son hidrocarburos, concretamente el 30% alifáticos y el 26% aromáticos, encontrándose dentro de este último grupo el tolueno, etilbenceno, xileno, alquilbencenos C3 y alquilbencenos C4.

Estas últimas sustancias tienen un amplio uso en la industria como disolventes, productos intermedios de síntesis y como aditivos de la gasolina y otros productos petrolíferos. Su identificación conjunta con hidrocarburos alifáticos hace pensar que, de todas las fuentes posibles de contaminación citadas, su presencia en las aguas se deba a una contaminación por derivados del petróleo.

Los diagramas de barras siguientes (figs. 4 y 5) representan, respectivamente, las frecuencias y concentraciones medias de los hidrocarburos alifáticos detectados en las cuarenta muestras seleccionadas. En ellos se puede observar:

- que la cadena de los hidrocarburos identificados está comprendida entre C9 y C30
- que prácticamente todos estos compuestos se encuentran presentes en más del 60% de las muestras
- que las concentraciones más elevadas (superiores a 140 ng/1) corresponden a los hidrocarburos C24 a C30

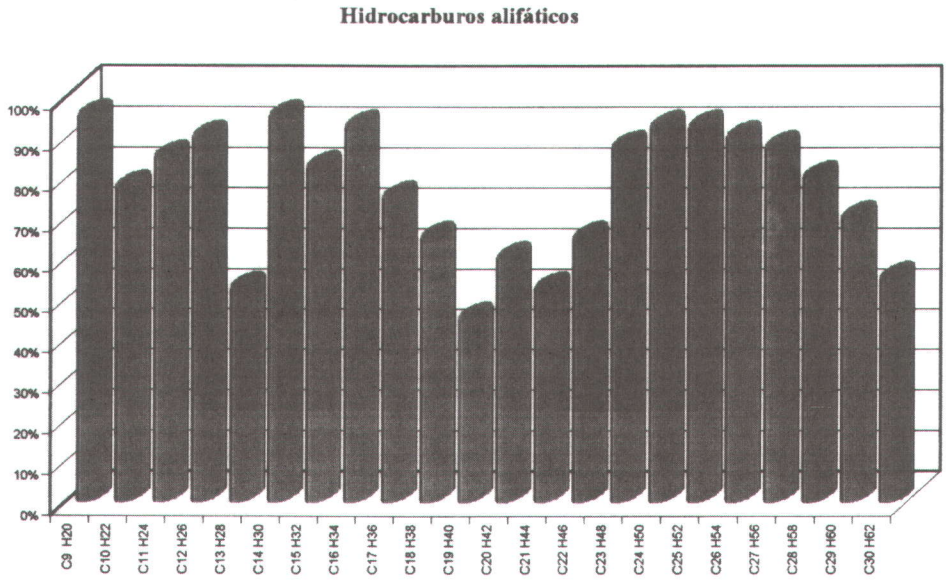


Figura 4

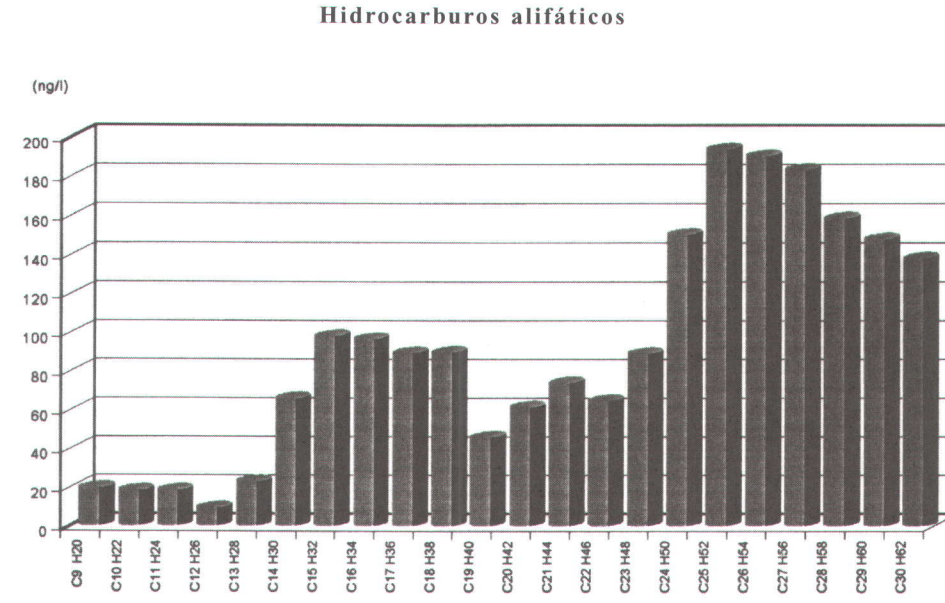


Figura 5

Como también se aprecia en la fig.3, el 13% de las sustancias detectadas son compuestos halogenados, de los cuales el 89% corresponde a organoclorados volátiles con Directiva Comunitaria (cloroformo, 1,2-dicloroetano, hexaclorobutadieno, triclorobenceno, tricloroetileno, tetracloroetileno y tetracloruro de carbono). Todos ellos tienen un amplio uso como disolventes y tienden a concentrarse en las aguas subterráneas, debido a que en ellas no existe posibilidad de volatilización.

Aunque constituyen una pequeña proporción de los compuestos identificados, cabe mencionar así mismo los siguientes grupos:

- ***Terpenos.*** Son sustancias que tienen un origen natural ya que se encuentran en aceites esenciales y en general tienen aplicación en la industria de perfumería. Entre otros identificados en estas aguas, se pueden citar el (y (-pineno, limoneno, canfeno, careno, terpineno, terpinoleno y cineol.

- ***Sustancias.*** antioxidantes. Incluidas en los grupos de los fenoles y cetonas se encuentran diversas sustancias ampliamente utilizadas como antioxidantes de alimentos, de aceites vegetales y animales, de productos petrolíferos etc. Entre ellas están el hidroxitolueno butilado (BHT), la 2,6-diterbutil quinona y otros compuestos con estructura química semejante a los anteriores.

- ***Acidos grasos.*** Fundamentalmente se han identificado los ácidos laúrico (C12), mirístico (C14), palmítico (C16), y esteárico (C18). Los ácidos grasos son constituyentes de los aceites y grasas naturales y tienen un uso muy extendido, al igual que sus ésteres, en las industrias de farmacia y perfumería. Su procedencia puede establecerse en estas industrias, en la del aceite y en los efluentes de población.

- ***Ftalatos***. Su principal aplicación es como plastificantes y ésta es la causa de su constante presencia en todas las aguas, si bien algunos tienen otros usos conocidos. Este es el caso del dimetil y dietil ftalato, que se utilizan como repelentes de insectos.

- ***Plaguicidas.*** A este grupo le corresponde un 5% en el cálculo de la composición media por muestra. Aparte de los que se analizan cuantitativamente de forma sistemática por cromatografía de gases, cabe mencionar que en la determinación por espectrometría de masas se han detectado de forma ocasional los siguientes compuestos: atrazina (herbicida), azufre (fungicida), 1,1´-bifenilo (fungicida), bromacilo (herbicida), carbanolato (insecticida), dimetoato (insecticida, acaricida), dinoterb (herbicida), fenticlor (fungicida), fentión (insecticida), hexaclorociclohexano (insecticida), metabenzotiazurón (herbicida), metalaxil (fungicida), napropamida (herbicida), procimidona (fungicida), prometrina (herbicida), silvex (herbicida), simazina (herbicida) y 1,1´-sulfonil-bis-benceno (acaricida).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

U.S.E.P.A. (1984). Available Laboratory Analytical *Methods Environmental monitoring systems laboratory office of research and developement.* Volume III. U.S. Environmental Protection Agency. Las Vegas, Nevada 89114.

MERCK and Co. (1989). The Merck Index. Merck & Co. Inc. Rahway N.J..

VERSCHUEREN, K. (1983). Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Second Edition. Ed.VNR.

MARSHALL SITTING (1985). Handbook of Toxic and Hazardous Chemicals and Carcinogens. Second Edition Ed.Noyes Publications.

PRIMO YUFERA, E. y CARRASCO DORRIEN, J.M. (1980). Química Agrícola II: Plaguicidas y Fitorreguladores. Ed. Alhambra.

BARBERÁ, C. (1989). Pesticidas Agrícolas. Ed. Omega, S.A..

CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO DE TROYA (MUTILOA, GUIPÚZCOA) POR OXIDACIÓN DE SULFUROS: ATENUACIÓN NATURAL E INDUCIDA

IRÍBAR SORAZU, Vicente*; IZCO ARMENDÁRIZ, Félix; TAMÉS URDIAIN, Patxi**; ANTIGÜEDAD AUZMENDI, Iñaki* y DA SILVA RODRIGUES, Andoni****

(*) Universidad del País Vasco. Dpto. Geodinámica. Apdo. 644. 48080 BILBAO
(**) Diputación Foral de Guipúzcoa. Dpto. de Obras Hidráulicas. Plaza de Gipuzkoa s/n 20004 SAN SEBASTIÁN

RESUMEN

En el acuífero kárstico de Troya se encuentra una mineralización de sulfuros. Para la explotación de la mineralización, se deprimió el nivel piezométrico desde la cota 435 m, hasta la cota 190 m, secando el manantial que hasta entonces drenaba el acuífero. El abandono de la mina en 1993, provocó el ascenso del nivel piezométrico, hasta que en 1995 alcanzó la cota de 335 m, y el agua comenzó a manar por la Bocamina de la Rampa N, el punto de acceso a la mina situado a cota más baja. El agua que surge por la Bocamina tiene un contenido elevado en SO_4 (1500 mg/l) y de metales disueltos (50 mg/l de Fe y 5 mg/l de Zn), aunque el pH es neutro debido a la disolución de calcita y al escape de CO_2. La contaminación es debida a la oxidación de la pirita y marcasita, al poner en contacto el yacimiento con el nivel piezométrico y el aire en una zona de las galerías que se encuentran parcialmente inundadas. Actualmente el agua de la Bocamina se deriva a la balsa de estériles donde precipita el Fe, esta actuación ha permitido la recuperación del río Gesala.

Palabras Clave: *Minería, sulfuros, contaminación, metales pesados, atenuación, Guipúzcoa.*

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, debido al cierre de minas, han surgido problemas de contaminación originados por la oxidación de pirita, que provoca la acidificación del agua, y la disolución de metales en medio ácido. Paralelamente, se han desarrollado métodos específicos para el tratamiento de éstas aguas mediante drenes de caliza anóxicos para neutralizar la acidez (HEDIN *et al.* 1994), y mediante humedales para precipitar el Fe (WATZLAF, 1998). En el caso de la Mina Troya una mina de Pb-Zn que comenzó a explotarse en 1976, y se abandonó en 1983, la reacción con la caliza en medio anóxico se realiza en el mismo acuífero, y la precipitación del Fe se ha conseguido al derivar el agua a la antigua balsa de estériles. Los datos e interpretaciones que se exponen son un resu-

men del seguimiento realizado por la Diputación Foral de Guipúzcoa (DFG), y de un estudio realizado por la DFG en colaboración con la Universidad del País Vasco (DFG, 1998).

EL ACUÍFERO DE TROYA Y LA MINA TROYA

El acuífero de Troya se asocia a una plataforma carbonatada de unos 200 m de potencia (figs. 1A y 1C). La recarga se realiza a través de la infiltración de la precipitación sobre las calizas y equivale a unos 37 l/s. Debido a las actuaciones sobre el acuífero, su punto de descarga ha cambiado a lo largo del tiempo. En Junio de 1976 el manantial Troy (cota 435 m) tenía un caudal de 34 l/s. En 1977 durante la perforación de la Rampa S, ésta alcanzó el techo del acuífero, produciéndose una irrupción de agua (FERNÁNDEZ RUBIO *et al.* 1983), y el caudal del manantial Troy se redujo hasta que se agotó definitivamente en 1982. Entre 1977 y 1982 el acuífero era drenado desde la Rampa S, y de un sondeo surgente. El drenaje del acuífero comenzó en Octubre de 1982 y finalizó en Enero de 1994, se realizó bombeando pozos situados dentro de la mina (54 l/s), el nivel piezométrico fue deprimido hasta la cota 190 m (fig. 1C). Desde Enero de 1994, el nivel piezométrico del acuífero asciende hasta que el 8/3/1995 comienza a salir agua por la Bocamina de la Rampa N (cota 335 m). Desde entonces el nivel piezométrico se sitúa en torno a los 335 m, y las oscilaciones piezométricas son del orden de 5 m.

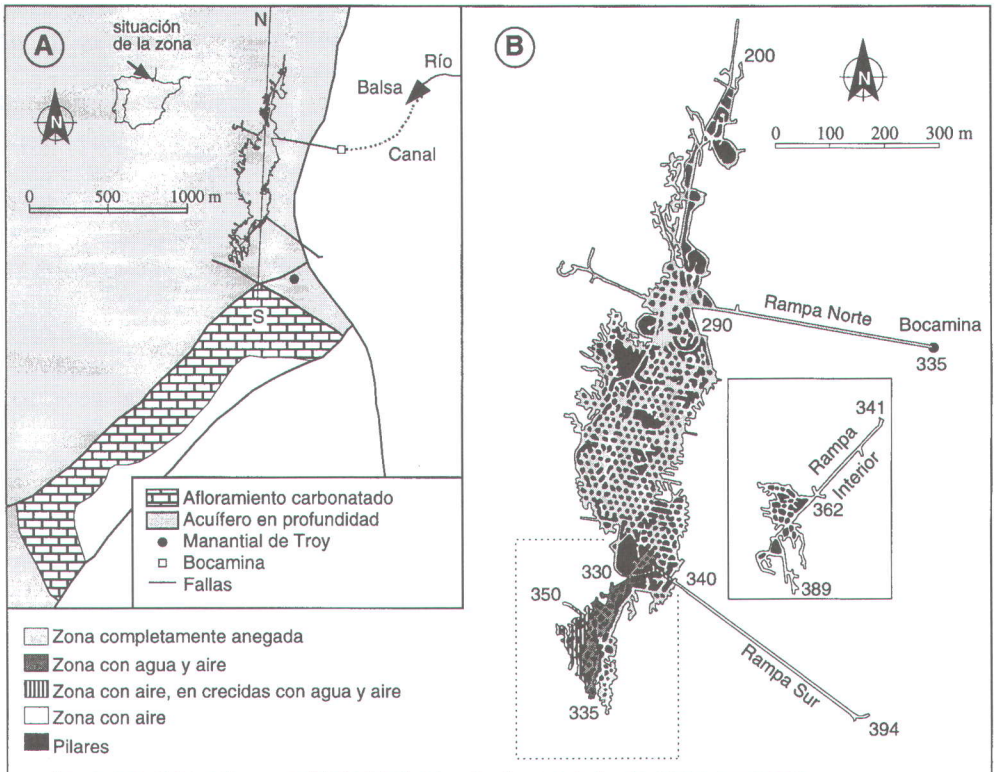
La mineralización se sitúa en el techo de las calizas, (FERNÁNDEZ MARTÍNEZ *et al.* 1996). Después del abandono de la mina, en la misma quedan 987000 t de pirita-marcasita, 355000 t de blenda, 11000 t de calcopirita y 18000 t de galena (DFG, 1994). Hay una aureola de alteración que rodea al yacimiento y está formada por siderita, dolomita, sílice y diseminaciones de sulfuros. La mina Troya es subterránea y está conectada con el exterior a través de las Rampas N y S, 2 chimeneas de ventilación y varios sondeos. El volumen de hueco total es de 0.46 hm^3. Hay dos grupos de galerías conectadas por una rampa interior (fig. 1B), las de la zona N están entre las cotas 210 y 350 m, y las de la zona S entre las cotas 362 y 392 m. Teniendo en cuenta la posición del nivel piezométrico, se deduce que la mayor parte de las galerías de la zona N están anegadas (0.38 hm^3), pero entre las cotas 335 m y 340 m, hay unas galerías que se encuentran con aire y agua; el volumen de la cámara de aire que se encuentra en las galerías de la zona N es de 42300 m^3, y la superficie aire-agua es de 5800 m^2. Se ha calculado que el tiempo medio de permanencia del agua en las galerías es de unos 140 días y que la velocidad de circulación en la Rampa N debe ser del orden de 127 m/d.

CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO DE TROYA: ATENUACIÓN NATURAL

Aunque durante el drenaje de la mina el contenido en SO_4, Ca y Mg aumentaron de forma notable, actualmente, hay un aumento más importante en los mismos iones, y además aparecen metales disueltos con concentraciones de varios mg/l (tabla 1). La contaminación del agua de la Bocamina se debe a la oxidación del Fe_2S y de otros sulfuros en las galerías, ya que durante la fase de drenaje el agua circulaba por el acuífero y actualmente lo hace a través de las galerías. La oxidación del Fe_2S por se produce según las reacciones (1) y (2), ambas generan acidez.

$$FeS_{2(s)} + 7/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+ \quad (1)$$

$$Fe^{2+} + 1/4O_2 + 5/2H_2O \rightarrow Fe(OH)_{3(s)} + 2H^+ \quad (2)$$



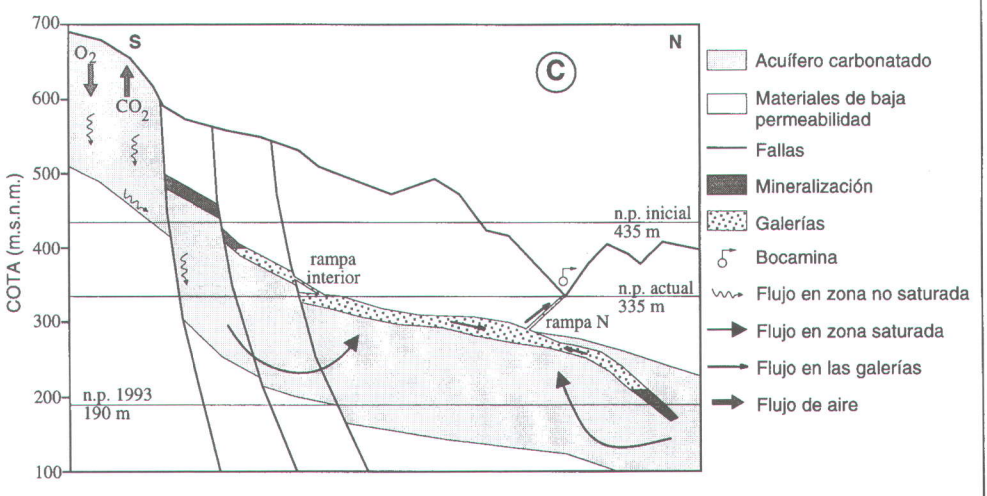


FIGURA 1.- (A) Situación de la zona y mapa hidrogeológico. (B) Plano de las galerías de Mina Troya. (C) Corte hidrogeológico del acuífero en su fase actual. La situación aproximada del corte se muestra en la figura 1A mediante la línea N-S, el espesor de la mineralización y de las galerías ha sido exagerado; normalmente tienen un espesor de 5 m.

La oxidación de pirita requiere un consumo importante de O_2. Los cálculos indican que hay un consumo de aire del orden de 8.000 m^3/d. La entrada de aire es posible a través del afloramiento carbonatado, pero podría entrar desde algunos sondeos ó desde la Rampa S. La reacción con los sulfuros debe producirse en la zona de las galerías con aire y agua, posteriormente conforme el agua avanza hacia la Bocamina, todo el O_2 disuelto en el agua se consume ya que a la salida se observa que sale NH_4 y Fe disuelto (fig. 1C).

En el momento en que surgió el agua de la Bocamina, su pH era de 6.5, posteriormente el pH del agua ha ido aumentando hasta un valor de 6.9. Dado que el pH es neutro, la acidez producida por la oxidación de la pirita se consume disolviendo calcita según la reacción (3). Según ésta, la concentración teórica en HCO_3 debería ser del orden de 1000 mg/l, dado que la concentración observada es menor, es posible que exista un escape de CO_2 mediante la reacción (4), que también consume acidez.

$$CaCO_{3(s)} + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^- \quad (3)$$

$$HCO_3^- + H^+ \rightarrow H_2CO_3 \rightarrow CO_{2(g)} + H_2O \quad (4)$$

	TROY (1976)	Pozos drenaje (1983-1993)	Bocamina (1995-1997)	Filtraciones Balsa (97-98)	Rebose Balsa (1997-1998)
pH	7.2	7.6	6.8	7.7	8.0
HCO_3	220	350	358		216
SO_4	46	126	1474	754	921
Ca	68	110	580	319	379
Mg	11	25	68		43
Fe	0.006	0.03	60	0.03	0.7
Mn		0.16	1.2	0.01	0.3
Zn		0.166	4.7	0.04	0.9
Ni			0.06	0.008	0.015
Pb			0.005	0.005	0.008
Al	0.042	0.13	2.3	0.03	—

Tabla 1.- Análisis químicos del acuífero de Troya, unidades en (mg/l).

El aumento en la concentración en Ca, limita la oxidación de sulfuros ya que se alcanza la saturación en yeso. Se ha calculado que en el período (8/3/95 - 17/6/97), 28 meses, se han oxidado 2100 t de pirita y se han disuelto 2900 t de calcita. En relación con la pirita contenida en la mineralización, la pirita oxidada supone un 20 % de la que se encuentra en 1 m en la vertical entre las cotas 320-340 m. La existencia de un pH neutro ha determinado que el Pb, Cd, y Cr sólo se hayan detectado de forma esporádica, y que el Cu, Hg, As, y Se no se hayan detectado en ningún análisis. Ello puede ser debido a que no se haya producido ataque a sus minerales, ó que si se ha producido disolución, estos iones hayan precipitado. Además, el Fe total descargado en la Bocamina es muy infe-

rior al disuelto por oxidación de pirita, por lo que gran parte puede haber precipitado como $Fe(OH)_3$.

Por otra parte, la concentración en SO_4 y metales en la Bocamina es decreciente a lo largo del tiempo (fig. 2). Las altas concentraciones observadas durante el primer mes de descarga pueden ser debidas al lavado de sulfatos hidratados de Fe y Zn formados durante años en las caras descubiertas del mineral (DFG, 1994). El descenso observado en la concentración en SO_4 y Ca, hace pensar que si la concentración en SO_4 baja de forma logarítmica, en el año 2007 se alcanzará una concentración de unos 100 mg/l. Ello puede ser debido, bien al agotamiento del mineral en la zona de contacto aire-agua, ó bien debido a que haya precipitación de FeOOH sobre la superficie de la pirita, formando una barrera que evita la difusión de O_2, ralentizando la tasa de oxidación (NICHOLSON *et al.* 1990).

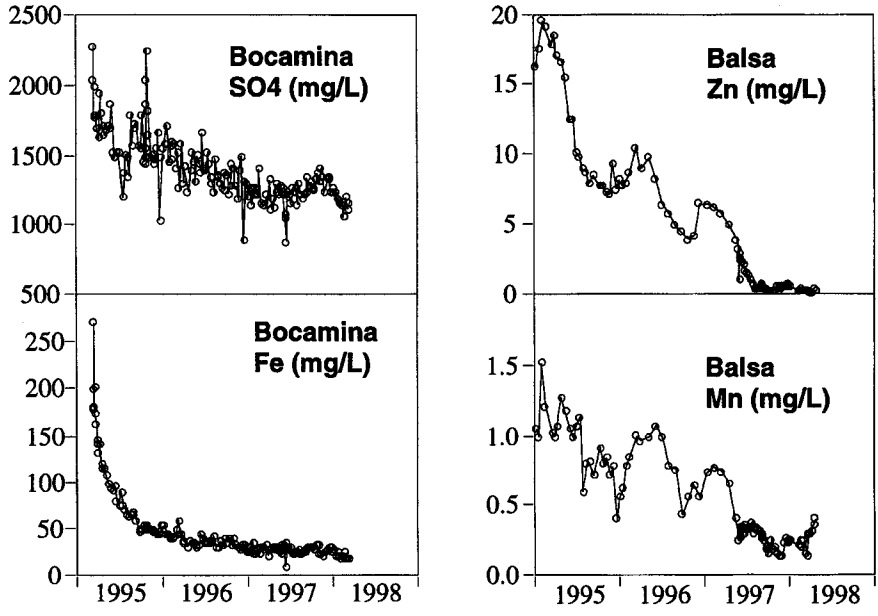


Figura 2. Evolución de la calidad química en la Bocamina y en la Balsa.

ATENUACIÓN INDUCIDA

Desde Marzo de 1995 hasta Mayo de 1997, el agua de la Bocamina iba directamente al río Gesala. La contaminación en el arroyo Gesala y en su receptor, el Estanda, fue importante (Izco *et al.* 1996). El alto contenido en metales y la precipitación de hidróxidos de Fe en el lecho del río supuso la práctica desaparición de la vida piscícola, bajando el índice biótico BMWP de 127 a 14, y el número de familias de 14 a 5.

A partir de Mayo de 1997 el agua de la Bocamina ha sido derivada a la balsa de estériles con el fin de aprovechar su capacidad depuradora, y el agua que va a parar al río es el rebose de esta balsa.

La balsa fue construida mediante presa de escollera con núcleo de arcilla, tiene 34 m de altura y una capacidad total de 1 hm^3. En el fondo de la balsa se encuentra principalmente pirita, y además del Fe hay otros metales, (Zn, As, Pb y Cu), éste residuo está sumergido y protegido de la oxidación por una columna de agua que en su parte central alcanza una profundidad de 4.3 m. Tiene unas filtraciones con un caudal medio de 1 l/s. Desde que cesó la actividad minera, la evolución de la calidad del agua de la balsa ha sido favorable (fig. 2); las aguas están mezcladas sin que se observe estratificación, el O_2 disuelto está en niveles próximos a saturación, el pH ha subido hasta alcanzar niveles de 8.2, y es destacable el descenso progresivo de la concentración en Mn, Ni, y especialmente en Zn en el agua de la balsa.

A partir de la conexión del agua de la Bocamina con la balsa se produce una recuperación importante en los ríos Gesala y Estanda (tabla 2). La concentración de metales desciende y los fangos acumulados en el lecho del cauce han desaparecido arrastrados por las avenidas. En cuanto a la vida piscícola, el arroyo Gesala, que contenía una población importante de Phoxinus-phoxinus (95 ejemplares), en el año 1995 pasa a la práctica desaparición, con un sólo ejemplar. El año 1997, se observa una recuperación importante, con 32 ejemplares.

	Río Gesala		Río Estanda		
	Mar 95 May 97	May 97 Mar.98	Ene.93 Mar.95	Mar.95 May.97	May.97 Mar.98
SO_4	1252	919	165	345	264
Fe	27	2.7	0.3	4.0	0.8
Mn	0.9	0.2	0.07	0.23	0.07
Al	2.2	-	1.13	0.57	0.36
Zn	3.7	0.6	0.09	0.63	0.22
Ni	0.036	0.013	0.004	0.030	0.006
Pb	0.009	0.007	–	–	–

Tabla 2. Evolución de la calidad química en los ríos Gesala y Estanda.

CONCLUSIONES

En esta comunicación se ha presentado un caso concreto de contaminación de aguas subterráneas por abandono de actividad minera. Las conclusiones que se extraen del mismo son:

Para conocer el origen de la contaminación y proponer acciones de remedio es necesario estudiar el funcionamiento hidrogeológico del sistema incluyendo las escombreras y balsas de estériles.

En algunos casos la atenuación natural de la contaminación puede ser importante, en este caso el acuífero carbonatado funciona como un análogo de un sistema de drenes de caliza anóxicos.

Finalmente, para proponer acciones de remedio es necesario tener en cuenta el conjunto de instalaciones mineras, en el caso de la mina Troya, la utilización de la balsa de estériles como estanque aeróbico, no sólo ha resultado un sistema de tratamiento pasivo barato, además, la introducción del agua de la mina en la balsa ha mejorado la calidad del agua de la misma.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

DIPUTACIÓN FORAL DE GUIPÚZCOA (DFG). (1994). Estudio hidrogeológico del Acuífero de Troya. *Informe realizado por HFA. Troya para la DFG.* 149 pp. y anexo.DIPUTACIÓN FORAL DE GUIPÚZCOA (DFG). (1998). Estudio sobre el funcionamiento, la contaminación y las posibilidades de recuperación del acuífero de Troya. (Mutiloa, Gipuzkoa). *Informe realizado por el Grupo de Hidrogeología de la EHU/UPV para la DFG.* 97 pp. y anexo.

FERNÁNDEZ MARTÍNEZ, J. y VELASCO, F. (1996). The Troya Zn-Pb carbonate-hosted Sedex deposit, Northern Spain. In: *Society of Economics Geologists.* Special Publication No. 4, pp. 346-377.

FERNÁNDEZ RUBIO, R; FERNÁNDEZ GUTIÉRREZ, R; BOTÍN, J.A; LAVANDEIRA, A. (1983). Investigación hidrogeológica preliminar en la mina de la Troya (Guipúzcoa). *Hidrogeología y recursos hidráulicos,* vol VIII, pp. 115-124. III Simposio de Hidrogeología. Madrid.

HEDIN, R.S; WATZLAF, G.R. & NAIRN R.W. (1994). Passive Treatment of Acid Mine Drainage with Limestone. *Journal of Enviromental Quality.* 23, pp. 1338-1345.

IZCO, F; TAMES, P; DA SILVA, A. y FANO, H. (1996). Afección ambiental producida por la explotación minera en el acuífero urgoniano de Troya (Gipuzkoa). *Actas de las Jornadas sobre "Recursos hídricos en regiones kársticas: exploración, explotación, gestión y medio ambiente".* pp. 105-120. Vitoria-Gasteiz.

NICHOLSON, R.V; GILLHAM, R.W. & REARDON, E.J. (1990). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 2. Rate control by oxide coatings. *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, pp. 395-402.

WATZLAF, G.R. (1998). Passive treatment systems for the treatment of mine drainage: constructed wetlands. *Reunión Científico-Técnica sobre el agua en el cierre de minas.* Universidad de Oviedo.

CALIDAD Y CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN GALICIA: SITUACIÓN ACTUAL Y ESTUDIO DE DETALLE EN LA CUENCA DEL VALIÑAS

MOLINERO HUGUET, Jorge; SORIANO HOYUELOS, Gemma y SAMPER CALVETE, Javier

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
Universidad de La Coruña. Campus de Elviña, s/n. 15192 LA CORUÑA

RESUMEN

Se presenta una síntesis del estado actual del conocimiento sobre la contaminación de las aguas subterráneas en Galicia. Los escasos estudios hidrogeológicos oficiales existentes en la Comunidad Autónoma de Galicia indican una contaminación incipiente de las aguas subterráneas por productos nitrogenados. En el acuífero aluvial del Bajo Miño se han detectado episodios de contaminación debida a causas naturales y actividades industriales. También se han detectado procesos de contaminación por intrusión marina en algunos acuíferos costeros. Los estudios de salubridad indican que el 80% de las muestras de aguas subterráneas en Galicia son bacteriológicamente no aptas para el consumo. La principal fuente de contaminación es la infiltración de purines y lixiviados de pozos negros. Para estudiar en detalle las propiedades hidrogeológicas y la contaminación de las aguas subterráneas en las zonas graníticas de Galicia nuestro grupo está trabajando en una pequeña cuenca piloto situada cerca de La Coruña en la que se observan altas concentraciones de nitratos, sulfatos, potasio y magnesio, provocadas por la contaminación por actividades ganaderas.

Palabras Clave: *Galicia, hidrogeología, granitos, contaminación, actividad ganadera.*

INTRODUCCIÓN: LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN GALICIA

La existencia en Galicia de mantos de alteración en las rocas cristalinas, así como de zonas con elevada fracturación, explica que haya un gran número de pequeños acuíferos con una permeabilidad media-baja, que abastecen de agua a una porción importante de población rural dispersa. Estos acuíferos no aparecen reflejados en los estudios oficiales precisamente por su carácter diseminado. A grandes rasgos, haciendo un balance hídrico para toda la Comunidad Autónoma, EPTISA e IDASA (1991) estiman que los recursos de agua subterránea son del orden de 2000 hm^3/año. A par-

tir de los análisis químicos efectuados por el ITGE (1982) y EPTISA e IDASA (1991) se comprueba que en general tanto las rocas graníticas como las metamórficas y los aluviales cuaternarios, que corresponden a la gran mayoría de las rocas aflorantes en Galicia, dan lugar a aguas subterráneas de carácter clorurado-sódico, poco mineralizadas, y de pH ácido. En las pequeñas cuencas terciarias aisladas, las arcillas y limos suelen contener aguas bicarbonatado-sódicas y/o cálcicas con un grado de mineralización medio y pH alcalino.

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN GALICIA

Contaminación por nitratos

La principal causa de contaminación de las aguas subterráneas en Galicia son las actividades ganaderas, en concreto los vertidos de purines y los desechos provenientes de estas actividades. Los compuestos nitrogenados constituyen un indicador de este tipo de contaminación. De las 70 muestras analizadas en el trabajo de EPTISA e IDASA (1991), 16 superaron los 25 mg/L, con sólo 5 de ellas por encima del umbral de los 50 mg/L. Dicho trabajo concluye que la mayor parte de las aguas subterráneas en Galicia se encuentran dentro de los límites de potabilidad reglamentarios. El Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas y Transportes (1992) realizó un estudio para evaluar el estado de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas destinadas a abastecimiento en núcleos de más de 500 habitantes. De las 51 muestras recogidas sólo 6 registraron síntomas de contaminación incipiente (10-25 mg/L). La mayor parte del territorio gallego está ocupado por población rural diseminada, lo cual hace que el número de municipios que superan los 500 habitantes sea muy reducido. Además hay que añadir un problema de representatividad de estas muestras, puesto que en estos núcleos rurales diseminados es donde se concentran las actividades agrícolas y ganaderas y proliferan los pozos negros debido a que no existen redes de saneamiento.

Contaminación bacteriológica

Araujo (1993) muestra que de un total de 439 muestras recogidas en pozos y manantiales gallegos, el 77% resultaron no ser aptas para consumo desde el punto de vista bacteriológico. Díaz Fierros y Núñez (1995) presentan los resultados obtenidos en los análisis de aguas de 14 puntos de control de una cuenca de alta densidad ganadera (3,5 Unidades Ganaderas/ha). En ninguno de ellos se sobrepasa la concentración de nitratos de 25 mg/L a lo largo de los 10 meses de seguimiento, mientras que la mayor parte de los análisis incumplían, debido a los niveles de bacterias, las normas sanitarias para aguas potables e incluso las de aguas aptas para baño, con requerimientos bastante menos estrictos. En la mayoría de las cuencas hidrográficas gallegas se alcanza o supera el valor de 2,5 U.G./ha. Según Varela (1996) a partir de 2 a 2,5 U.G./ha comienzan a notarse incrementos de nitrógeno inorgánico en las aguas superficiales. Si se extrapolasen estos resultados al resto de Galicia (lo cual no parece descabellado dada la homogeneidad litológica, geológica, climática y de usos del suelo) se concluiría que las aguas subterráneas no serían aptas para el consumo humano en la mayoría de los casos.

Tanto las sustancias orgánicas (y algunas inorgánicas) como las bacterias de los purines y lixiviados de fosas sépticas pueden quedar retenidas y/o adsorbidas en la zona vadosa. Sin embargo,

en un régimen climático como el de Galicia existen numerosas zonas donde el nivel freático está muy próximo a la superficie topográfica, reduciéndose de manera drástica la capacidad autodepuradora de la zona no saturada.

Otros focos de contaminación

En el estudio hidrogeológico realizado por el S.G.O.P.T. (1994) en el acuífero aluvial del Bajo Miño, se detectó contaminación por: 1) actividades ganaderas y agrícolas, 2) actividad industrial, en algunos casos se observan concentraciones de plomo de hasta 0.13 mg/L, y 3) de origen natural en el valle del río Louro. Litológicamente esta zona se caracteriza por la presencia de materiales finos de menor permeabilidad con niveles ricos en materia orgánica y turba, que dan como resultado un incremento de salinidad así como un ambiente reductor capaz de movilizar hierro y manganeso, cuya presencia es patente en la zona donde se ubican los pozos de abastecimiento de Tui. EPTISA e IDASA (1991) indican la existencia de procesos de intrusión marina en puntos de las costas norte y occidental como consecuencia de los intensos bombeos de carácter puntual en acuíferos litorales, especialmente en el periodo estival.

ESTUDIO DE DETALLE EN LA CUENCA DEL RÍO VALIÑAS

La cuenca del río Valiñas, afluente del río Mero, está al sur de La Coruña. Esta pequeña cuenca de 34 km^2 de superficie se está estudiando desde 1996 como una cuenca piloto representativa de las Cuencas Internas de Galicia (ver Figura 1). El curso principal tiene una longitud de 12 km, casi todo él instalado sobre rocas de naturaleza granítica, correspondiendo la zona más oriental a terrenos metamórficos (esquistos de la Serie de Órdenes). Estas rocas presentan un regolito de alteración superficial denominado jabre, de granulometría arenosa - limosa, con espesores que pueden oscilar entre 5 y 20 m.

Aunque los datos disponibles son todavía preliminares e incompletos, se puede afirmar que en la cuenca del río Valiñas existen dos sistemas de circulación subterránea. En el más superficial, constituido por el regolito, se encuentran la mayoría de las captaciones de la cuenca. El acuífero superficial presenta flujos locales de poco recorrido y tiempos cortos de renovación. Por debajo se encuentra el granito sin alterar, por el cuál el agua discurre a través de fracturas, siendo la densidad de éstas significativamente mayor en la zona más superficial, hasta 50 m de profundidad. El flujo profundo es interceptado por los denominados pozos de barrena (pozos más modernos, perforados a rotopercusión con martillo de fondo), que alcanzan mayores profundidades (hasta más de 100 metros). Se carece de datos del acuífero profundo, aunque es de esperar que presente tanto flujos locales como regionales, pudiendo estos últimos ser recargados en áreas lejanas fuera de los límites de la cuenca.

Los datos disponibles sobre la química de las aguas subterráneas de la cuenca corresponden a los análisis de 51 muestras de agua que se tomaron durante la campaña de agosto de 1996 (Soriano y Samper, 1997). Este número de muestras equivale a una densidad de 1,5 muestras por km^2. Los puntos de muestreo fueron seleccionados teniendo en cuenta el tipo de captación, su naturaleza, su uso, y sobre todo su localización dentro del área de estudio. Las muestras recogidas fueron anali-

zadas en los laboratorios de los Servicios Generales de Apoyo a la Investigación de la Universidad de La Coruña. Los cationes se analizaron en un ICP-masas, y los aniones en el laboratorio de electroforesis capilar. A partir del análisis de los resultados del muestreo se observa que existen claras diferencias composicionales entre los distintos tipos de captaciones. Las aguas de los pozos excavados y de los manantiales son siempre poco mineralizadas y de carácter en general cloruradobicarbonatado. Las aguas de los pozos de barrena son en general de mayor mineralización y predominantemente bicarbonatadas. Esto parece indicar que tanto los pozos excavados como los manantiales captan aguas del acuífero superficial formado por el regolito de alteración, mientras que los pozos de barrena interceptan fracturas productivas del acuífero profundo cuyas aguas están más mineralizadas debido a un mayor tiempo de residencia del agua en este acuífero. Cabe destacar el hecho de que un número importante de muestras están claramente afectadas por contaminación, tal como indica la elevada concentración de algunos constituyentes, entre los cuales los más significativos son el nitrato y el potasio (ver Figura 2).

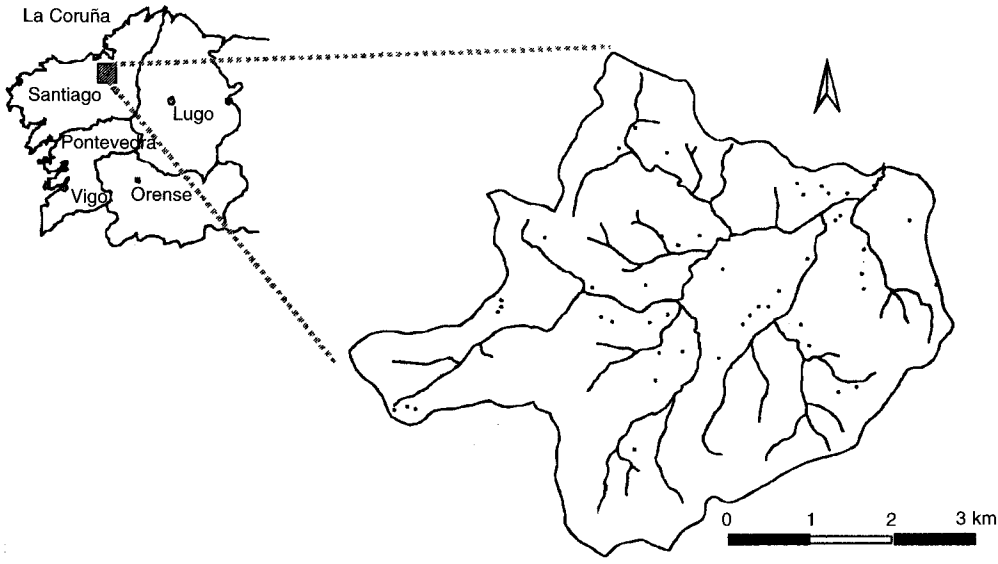


Figura 1. Situación de la cuenca del río Valiñas. Se señalan los puntos de muestreo para la campaña de agosto de 1996.

El 18% de las muestras correspondientes a pozos excavados superan los 50 mg/L de nitrato y un 14% están muy próximas a este valor (más de 40 mg/L). Por el contrario, sólo el 7% de las aguas muestreadas en manantiales superó el límite anterior, lo cual parece indicar que no nos encontramos ante un caso de contaminación difusa, sino más bien ante un gran número de focos puntuales de contaminación, asociados a actividades ganaderas (multitud de pequeñas granjas familiares dispersas) y a deficiencias en las fosas sépticas y pozos negros que utilizan la mayor parte de las viviendas rurales debido a que carecen de red de alcantarillado. Por el contrario, en la mayoría de los pozos de barrena las concentraciones de nitrato son inferiores a 10 mg/L. Sólo en uno de ellos se superó el valor de 50 mg/L, posiblemente debido a deficiencias constructivas de la captación.

También se han detectado altas concentraciones de potasio en algunos pozos excavados (Figura 2). El potasio es un componente mayoritario del purín del vacuno (Carballas et al., 1993) y en general de los residuos ganaderos, aunque su concentración puede ser muy variable debido a la distinta alimentación del ganado. Según López et al. (1994) los mejores indicadores de la contaminación son los estreptococos fecales y el nitrato, mientras que la concentración del potasio está más ligada a la profundidad del pozo que al resto de los elementos analizados. Por tanto, aunque la concentración de potasio está condicionada en la mayoría de los casos por la intensidad de fertilización, este ion puede no constituir un buen indicador de la contaminación de las aguas subterráneas por actividades ganaderas, posiblemente debido a su capacidad para ser intercambiado en las arcillas de la zona vadosa.

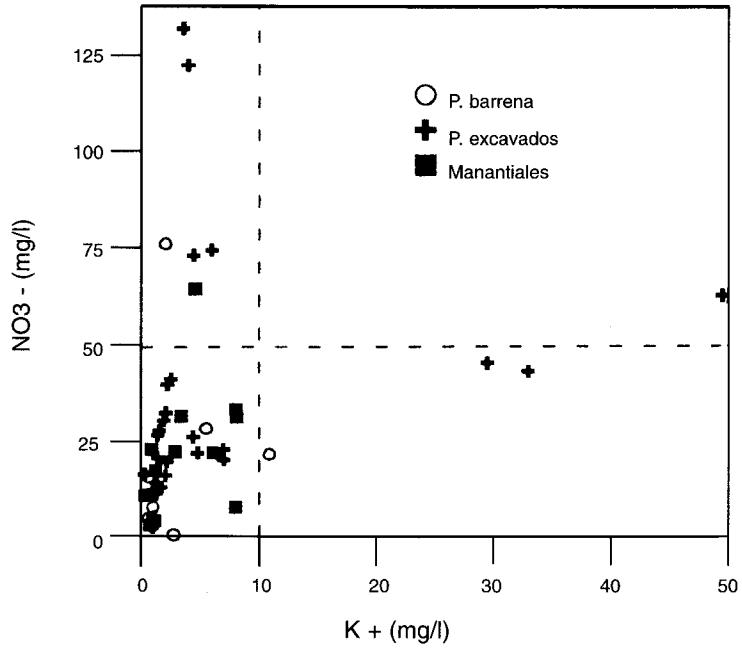


Figura 2. Concentraciones de nitrato y potasio para la campaña de agosto de 1996 según el tipo de captación muestreada.

CONCLUSIONES

Los escasos estudios oficiales existentes en la Comunidad Autónoma de Galicia sobre la calidad de las aguas subterráneas indican que en general la calidad es adecuada para el consumo, aunque existen focos de contaminación puntuales debidos a actividades industriales, a procesos naturales y a fenómenos de intrusión marina. También apuntan la posible contaminación incipiente por productos nitrogenados. Sin embargo, los estudios de salubridad de las aguas muestran una situación dramática ya que el 80% de las aguas subterráneas no son aptas para el consumo humano. Esta aparente contradicción se explica por la distribución diseminada de una gran parte de la población de las zonas rurales de Galicia. La mayoría de los trabajos realizados corresponden a zonas con núcleos importantes de población, cuyos usos del suelo difieren notablemente de los de las zonas rurales, lo que hace que sus conclusiones sean poco representativas para la mayor parte del territorio gallego y de su población.

El estudio hidrogeológico detallado de la cuenca piloto del río Valiñas revela la existencia de contaminación de las aguas subterráneas por productos nitrogenados, que junto con otros indicadores (como el potasio) indican que la contaminación es debida a actividades ganaderas y a lixiviados de fosas sépticas. Las captaciones más modernas y profundas que intersectan las fracturas del granito sano contienen agua de buena calidad sin indicios de contaminación, lo cual hace pensar que este acuífero más profundo puede ser una buena alternativa de abastecimiento futuro en estas zonas.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha realizado en el marco de proyectos de investigación financiados por la Consellería de Educación de la Xunta de Galicia (XUGA94A1180) y por la CICYT (AMB95-0997). Los dos primeros autores de este trabajo disfrutan de sendas becas del Programa de Formación de Personal Investigador (MEC).

REFERENCIAS

ARAUJO, M. (1993). Salubridad del agua en Galicia. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

CARBALLAS, M.T. (1996). Caracterización de los residuos ganaderos. En: Residuos ganaderos y medio ambiente. Coordinador: F.J. Peña Castiñeira. Xunta de Galicia.

DÍAZ-FIERROS, F. & NUÑEZ, A. (1995). La Contaminación de las aguas subterráneas en España con origen en actividades ganaderas. En: Prácticas agrarias compatibles con el medio natural. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

EPTISA & IDASA (1991). Estudio de recursos de agua subterránea en Galicia. Plan Hidrológico. Calidad y contaminación. Xunta de Galicia.

ITGE (1982). Investigación de lignitos en las cuencas límnicas gallegas. Cuenca de Rábade - río Miño. Sondeos mecánicos en el río Louro.

LÓPEZ, E.; NÚÑEZ, A. y DÍAZ-FIERROS, F. (1994). Contaminación biótica y abiótica de pozos en una zona ganadera. En: Análisis y Evolución de la contaminación de las aguas subterráneas. Jornadas de Alcalá de Henares, Ed. por el Grupo Español de la Asoc. Int. de Hidrogeólogos, Vol 1., 379-392.

SGMOPT (1992). Estudio de la evaluación de la contaminación por compuestos nitrogenados en abastecimientos urbanos servidos con aguas subterráneas en la Comunidad Autónoma de Galicia. Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Realizado por Manuel Varela. Madrid.

SGMOPT (1994). Estudio hidrogeológico del aluvial del Bajo Miño. Realizado por Manuel Varela Sánchez. Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Madrid.

SORIANO, G. & SAMPER, J. (1997). Estudio hidrogeológico en la Cuenca del Valiñas (Cuenca del río Mero, La Coruña). Informe Técnico del Proyecto XUGA94A1180. La Coruña.

VARELA, C. (1996). Posibilidad de eutrofización de una cuenca agrícola y ganadera de la zona húmeda española. IV Congr. Nac. Sanidad Ambiental. Santiago.

CONTENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS. APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE BOMBEO

ROSINO ROSINO, Jesús*; GARCÍA PASCUAL, Iñaki e HIDALGO RUIZ, Juan***

(*) INGEMISA-Granada. Urb. Alcázar del Genil, Edif. Zulema, bajo. 18006 GRANADA
(**) INGEMISA-Bilbao. Pº Campo del Volantín, nº 24, 4º. 48007 BILBAO

RESUMEN

El objetivo del concepto clásico de limpieza y recuperación de acuíferos contaminados es alcanzar los estándares de potabilidad del agua en un tiempo razonable. Sin embargo, la práctica de los últimos 15 años, ha demostrado que este objetivo es en muchos casos inalcanzable. Por ello han adquirido especial relevancia las técnicas de contención de la contaminación, cuyo objetivo es limitar la progresión de los contaminantes y acotar el problema en un ámbito restringido que permita su tratamiento y corrección posterior. La presente comunicación describe las características principales de las técnicas de bombeo más utilizadas dentro de este contexto de contención de la contaminación, sin considerar otros aspectos, tales como técnicas de tratamiento o inyección de productos que provoquen la precipitación o disolución de los elementos contaminantes. Además, únicamente se contemplan actuaciones en la zona saturada y en medios con permeabilidad media o alta, donde los procesos de dispersión de los contaminantes se efectúan de forma rápida y donde el bombeo tiene unos efectos claros sobre dicha dispersión.

Palabras Clave: *Contaminación, bombeos.*

1.- INTRODUCCIÓN

En la figura 1 se exponen esquemáticamente los métodos genéricos más usuales para aislar áreas contaminadas (MACKAY et al., 1993; CHERRY et al., 1996; SMYTH et al., 1997). De ellos, sólo uno implica el bombeo y subsiguiente tratamiento del agua extraída, objeto de la presente comunicación.

Las técnicas de extracción crean barreras dinámicas que impiden la progresión de la contaminación y producen una cierta limpieza, extrayendo parte de la contaminación. Para su empleo es necesario considerar los posibles efectos colaterales que se puedan generar (inversión de gradientes, migración de contaminantes a zonas "limpias", subsidencias, etc.).

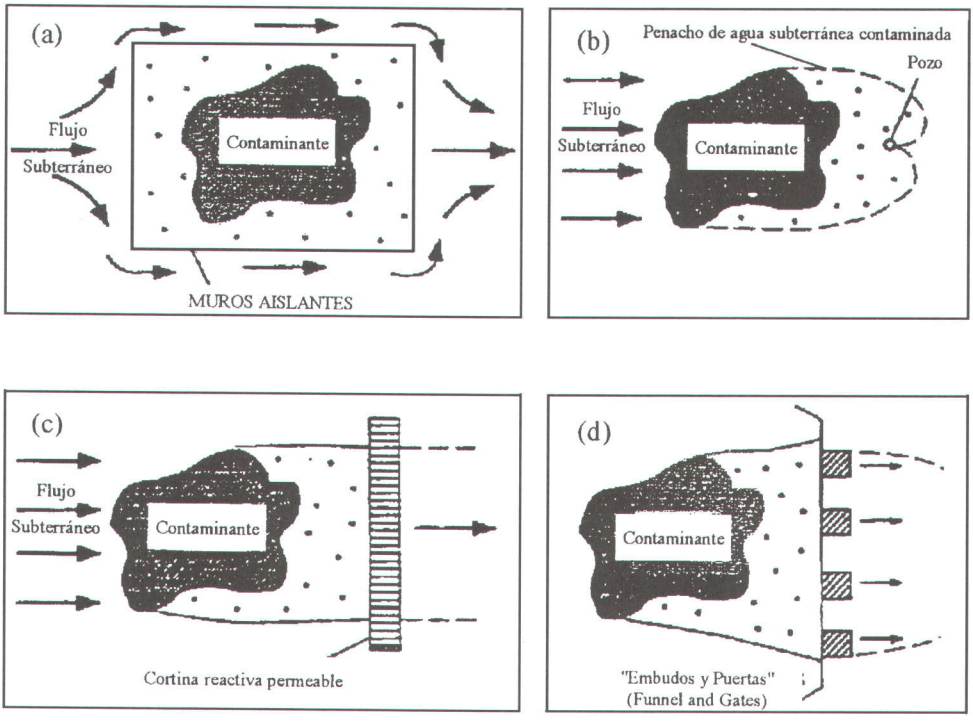


Figura 1. Diferentes esquemas de contención. De ellos, sólo el ejemplo (b) implica bombeo y extracción de agua.

Tomando las técnicas de bombeo como complementarias de las de contención activa, se parte también de la base de que al inicio del bombeo se conoce previamente:

- La naturaleza, concentración media, extensión tridimensional y distribución de los contaminantes en el subsuelo.
- Las características hidrogeológicas del emplazamiento: acuíferos y capas impermeables, esquemas y velocidad de los flujos, etc.

2.- DESCRIPCIÓN DE LAS TECNOLOGÍAS DE BOMBEO

Una vez detectado y caracterizado el problema de contaminación, y planteados los procedimientos de contención, para realizar la extracción es necesario considerar los siguientes aspectos:

- Obras de Captación
- Acondicionamiento
- Equipos de Extracción
- Sistemas de Control

A continuación se describen las características principales de dichos aspectos.

2.1.- Obras de Captación

Se emplean generalmente dos sistemas:

Excavación de zanjas: (generalmente con entibaciones para su estabilización): se utilizan en casos de profundidad reducida del acuífero, fácilmente accesible con medios convencionales (excavadoras).

Perforación de pozos: Es el método requerido para mayores profundidades. El diametro del sondeo debe permitir la instalación de los sistemas de bombeo y control.

2.2.- Acondicionamiento

Deben considerarse las siguientes cuestiones:

Entubación: Debe hacerse con materiales inertes a la acción de los agentes contaminantes (existen algunos tipos reforzados con acero trenzado e interior de nylon). Además los filtros deben dimensionarse bien, para conseguir la máxima eficiencia del bombeo.

Tuberías: Deben ser fáciles de instalar e impedir la confusión entre diferentes circuitos (aire comprimido/producto, etc.). Existe un código distintivo de colores, además de que las conexiones de cada una de ellas no son intercambiables.

Tapas para emboquille: Su función es prevenir la salida de volátiles al exterior que podrían resultar peligrosos para los operarios y para el medio ambiente. Constan de varios agujeros para introducir tuberías y demás equipamiento.

2.3.- Equipos de Extracción

Se diseñan específicamente para cada caso concreto, en función de las características del medio y de la naturaleza de los contaminantes. Existen varias posibilidades:

Extracción total de fluidos: Se extraen a través de una única instalación de bombeo. Se utiliza en los casos en que los contaminantes se distribuyen de forma más o menos homogénea en el seno del agua (disolución o dispersión) o bien cuando existen sobrenadantes (LNAPLs o hidrófugos ligeros) con un espesor pequeño y el medio es de baja permeabilidad.

Extracción separada del contaminante y de agua del acuífero: Se requiere un sistema doble de bombeo, con una bomba para extracción del contaminante (hidrocarburos por ejemplo) y otra para deprimir el nivel piezométrico.

Para el bombeo de hidrocarburos se utilizan bombas de doble diafragma y las "bladder" o de membrana que tienen un funcionamiento similar a las de doble válvula y basan su funcionamiento en la inyección de aire dentro de la cavidad de bombeo, lo que produce una descarga del hidrocar-

buro almacenado en su interior. Existe una membrana interior que impide el contacto del aire con el hidrocarburo.

Para el bombeo de agua se suelen utilizar bombas de doble diafragma o neumáticas sumergidas. Deben evitarse en lo posible los sistemas centrífugos para evitar la eventual dispersión y emulsificación del hidrocarburo en el agua.

2.4.- Sistemas de Control

Los principales son:

Skimmers ("desnatadores"): Estos aparatos se sitúan en la interfase agua-hidrocarburo y permiten la entrada selectiva de producto a través de una membrana hidrófoba-oleofílica que existe en su interior, permitiendo sólo el paso de sustancias orgánicas.

Existen dos tipos: de separación selectiva de producto (para hidrocarburos ligeros y de baja viscosidad, que funcionan con espesores de hidrocarburo muy finos y requieren un mantenimiento periódico debido a posibles crecimientos biológicos) y de gravedad específica (utilizados cuando existe una gran cantidad de producto o está muy sucio o es muy viscoso), para funcionar necesita espesores mínimos de unos 3 cm de producto.

Controladores: Para regular el funcionamiento de los equipos y adaptar el ritmo de extracción a las condiciones particulares de cada caso.

Las diferentes estrategias de bombeo incluyen, entre otras la instalación, con diversas geometrías, de uno o varios pozos extractores, que pueden ubicarse sobre la masa contaminante o gradiente abajo de la misma (en el frente de avance del penacho de contaminación, para penachos bien definidos; o sobre la línea de isoconcentración de contaminantes que delimite los futuros objetivos de recuperación a conseguir, para contaminación más dispersa). Ver figura 2.

3.- PARAMETROS A CONSIDERAR EN LA CONTENCION POR BOMBEO

La aplicación de técnicas de bombeo para la contención de la contaminación está en función de distintos factores:

- Naturaleza y propiedades de los contaminantes
- Características del medio
- Esquema de funcionamiento hidráulico del sistema
- Compatibilidad con las actuaciones previstas para una posterior descontaminación

A continuación se realiza un breve comentario sobre cada uno de estos aspectos:

3.1.- Naturaleza y propiedades de los contaminantes

Se distinguen dos grandes grupos de contaminantes que van a condicionar las características de los equipos de extracción: líquidos no miscibles con el agua que pueden ser menos densos que ella

en la que flotan, se les suele llamar LNAPLs en la literatura de lengua inglesa y los densos DNAPLs que se hunden hasta el muro del acuífero y elementos en disolución/suspensión. En el primer caso será necesario disponer de un doble sistema de bombeo mientras que en el segundo caso sólo será necesario, en general, la instalación de un sistema de extracción único.

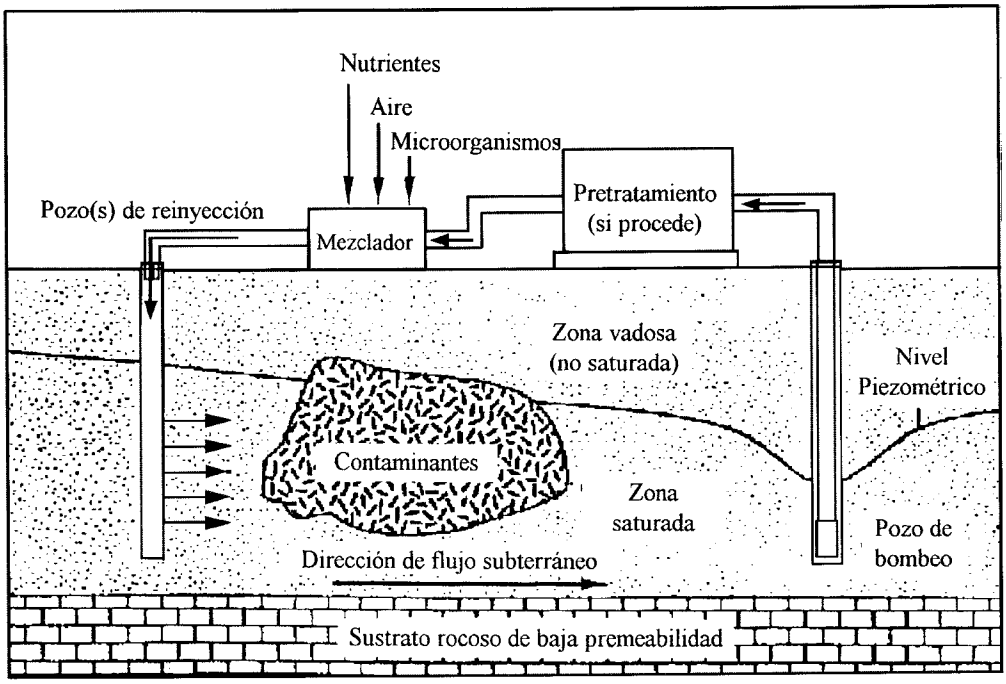


Figura 2. Esquema de contención por intercepcción del penacho contaminado gradiente abajo. Los tratamientos previos a la reinyección pueden ser de divrsos tipos (aquí se ha representado una biodegradación), y montarse en el mismo escenario o fuera de él.

La presencia de DNAPLs plantea problemas diferentes, su bombeo no es objeto de las acciones de contención, ya que su capacidad de migración es escasa a corto plazo. No obstante puede ser accidental o voluntariamente captado por las extracciones y se preverán para ese caso las acciones correspondientes.

3.2.- Características del medio

El conocimiento del medio tanto en su disposición geométrica como en la caracterización de sus principales parámetros, es fundamental para el diseño y aplicación de las técnicas de bombeo. Los aspectos a considerar son los siguientes:

- Profundidad del nivel piezométrico
- Espesor del acuífero y posición del sustrato y bordes impermeables

- Naturaleza litológica
- Parámetros hidráulicos (porosidad, transmisividad y coeficiente de almacenamiento)
- Gradientes hidraúlicos

En función del análisis de estos parámetros se podrá realizar el diseño más adecuado de las técnicas de extracción (pozos, drenes horizontales, zanjas ...) así como su número y distribución.

3.3.- Esquema de funcionamiento hidráulico del sistema

Para cumplir el mismo objetivo que el expresado en el apartado anterior, es preciso conocer el esquema de funcionamiento hidráulico: velocidad de circulación, sentido del flujo, componentes de balance, etc. La ubicación de las obras de extracción se planteará en función de la situación del área contaminada dentro del esquema general del acuífero: divisoria hidrogeológica, áreas de descarga, área de recarga, etc.

3.4.- Compatiblidad con las acciones previstas para la descontaminación del emplazamiento

Puesto que las técnicas de contención se plantean como la primera actuación a desarrollar en un área contaminada, en tanto se diseñan y se instalan los equipos de descontaminación. Por ello no deben dificultar las posteriores operaciones, ni modificar negativamente la disposición de los contaminantes en el acuífero. Por el contrario se intentará compatibilizar la actuación con las actividades posteriores pudiendo utilizarse las instalaciones realizadas para la fase de limpieza.

En general, los criterios de aplicación de las técnicas de bombeo como sistema de contención pueden sintetizarse en los siguientes puntos:

- Medios permeables donde el avance de la contaminación es rápido
- Medios poco permeables cuando existe riesgo de que la contaminación afecte a puntos de abastecimiento, descarga de cauces superficiales, lagos, embalses o medio marino, o se conecte con acuíferos más permeables.
- Arcas donde es aplicable técnicamente: medios porosos o asímilables fácilmente modelizables y controlables.
- Naturaleza del tratamiento primario: se requieren sistemas sencillos que eliminen una fracción significativa del contaminante antes de su inyección en el terreno.
- Volumen a tratar: compatible con el sistema de tratamiento.

En la tabla 1 se resumen los aspectos más importantes a considerar en la aplicación de estas técnicas.

Tabla 1. Aspectos a tener en cuenta en la aplicación de las técnicas de bombeo.

FACTORES PRINCIPALES	TIPOLOGÍA	SISTEMA	PARAMETROS
NATURALEZA DEL CONTAMINANTE	TIPO DE BOMBEO	Simple	Elementos en disolución y/o dispersión
		Doble	Hidrófugos ligeros
CARACTE-RISTICAS DEL MEDIO Y FUNCIONA-MIENTO HIDRÁULICO	TIPO DE OBRA	Zanjas	Profundidad < 3 a 6 m
		Pozos	Profundidad < 3 a 6 m
	CARACTERIS-TICAS DE LAS OBRAS	Revestimiento empaque gravas acondicionamiento	Agresividad del contaminante
	NÚMERO DE OBRAS	Nº Reducido	Poca extensión del penacho de contaminación Escasa velocidad de avance Permeabilidad media-alta Modelización sencilla
		Nº Elevado	Gran extensión del penacho de contaminación Gran velocidad de avance Permeabilidad baja Posibilidad de afección a otros recursos (superficiales o subterráneos) Modelo complejo
	VOLUMEN A TRATAR	Evacuación	Volumen reducido Alta peligrosidad
		Tratamiento sobre el terreno e inyección	Disponibilidad de tecnología Eliminación de gran parte del contaminante

4.- APROXIMACIÓN A LOS COSTES DE BOMBEO Y TRATAMIENTO

4.1. Costes de bombeo

El diseño de un bombeo para la contención de contaminación se realiza en función no sólo de las características de ésta, sino también en función de los riesgos que puede ocasionar su migración. Por tanto, los costes del bombeo son muy variables, dependiendo del número y características de los elementos y dispositivos que se decida instalar.

A grandes rasgos se pueden considerar dos aspectos temporalmente sucesivos a considerar en los costes del bombeo:

Construcción e instalación de elementos irrecuperables o permanentes: Bajo esta denominación se incluyen todos aquellos trabajos previos necesarios para la realización del bombeo, como son el acondicionamiento y/o construcción de los puntos de bombeo y control). Es necesario tener en cuenta que aunque los costes se incluyan en la fase de contención, en la mayoría de las ocasiones, las instalaciones de bombeo y control se utilizarán también en la fase de descontaminación.

Utilización de elementos temporales de bombeo y control: Se trata de la utilización de elementos que pueden recuperarse una vez finalizado su cometido (bombas, tuberías de impulsión, sensores, grupos de energía, etc).

En cuanto a los elementos permanentes se va a considerar exclusivamente la construcción de sondeos, puesto que estas obras son las más utilizadas en los diseños de bombeo.

Los costes son muy variables en función del número de sondeos a realizar, tipo de sistema de perforación, características rocosas y acondicionamientos necesarios; por este motivo el coste unitario presenta un gran rango de variación, entre 20.000 y 60.000 pts/m lineal de perforación, incluyendo acondicionamiento del sondeo y control de la perforación.

Respecto a los costes temporales, sería necesario considerar los siguientes elementos, teniendo en cuenta el alquiler de equipos (aunque obviamente es posible su compra) sobre todo si se prevé su utilización durante la fase posterior de descontaminación: equipo de bombeo, grupo de energía, sensores, personal e instrumentación para control y seguimiento, mantenimiento y número de instalaciones.

El coste diario de esta fase por cada instalación de bombeo es muy variable y puede estimarse entre 100.000 y 300.000 ptas.

4.2.- Costes de tratamiento

En la Tabla 2 se incluyen algunas indicaciones sobre los costes de las tecnologías de tratamiento.

Tabla 2.- Costes de tratamiento (GERAGHTI & MILLER - INGEMISA - Grupo ARCADIS. USA 1998)

Tabla 2. Costes de tratamiento (GERAGHTI & MILLER - INGEMISA - Grupo ARCADIS. USA 1998).

TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO	COSTE Y OBSERVACIONES
Separación mecánica hidrocarburo-agua	Retirada manual: 75.000 Pta./mes. Skimming mecánico del sobrenadante: 180.000 a 300.000 Pta/mes. Doble bombeo agua/LNAPL: 375.000 a 600.000 Pta/mes (1994). Puede llegar a 2.800 Pta/l en casos extremos
Biosucción (Bioslurping)	En medios de baja transmisividad (basaltos fracturados) para una recuperación media de 1,5 l/h de LNAPL sobrenadante, el coste del montaje es de 12MPta más 6MPta/año por funcionamiento (1996)
Extracción conjunta agua/LNAPL	Clarificador de láminas Aquarius® para separar sólidos y LNAPLs simultáneamente: 112.000 a 375.000 Pta/m^3 de capacidad. Costes de funcionamiento muy bajos (1996)
Contracorriente en columnas o torres de aireación	Para 11 pozos en funcionamiento y Q=240 l/hora, 30Pta/m^3 (1994)
Adsorción por carbón activado	Para Q=400 m^3/día, costes de 50 a 255 Pta/m^3 (1993)
Biodegradación	Costes muy variables. La instalación de una unidad típica que ocupe unos 10.000 m^2 puede costar entre 12 y 13MPta (1994). Costes de funcionamiento del proceso BioTrol®: 140Pta/m^3 (1992)
Filtros de membrana	Filtración en general: 55 a 180 Pta/m^3 (1994). Hiperfiltración de PAH y otros orgánicos: 8.500 - 650.000 Ptas/m^3 (1991). Costes de capital: 22,5MPta más 60-80 Pta/m^3 (1994). Otras fuentes (1994) costes anuales entre 32 y 180 MPta.
Precipitación de metales (hidróxidos, sulfuros, carbonatos)	En general, costes de instalación para Q=75 y 250 l/min: 12,75 y 17,25MPta, respectivamente. Funcionamiento para una concentración de metales de 100mg/l: 18 a 27 Pta/m^3 más 50.000 Pta/Tm para gestión de lodos resultantes. Los gastos de analítica previa para el estudio de viabilidad más otros gastos varios pueden oscilar entre 8,25 y 41MPta. (1994)
	"Filtración previa" para metales pesados y radionucleidos. Absorción, complejación y precipitación como hidróxidos. Montaje del sistema: 22,5MPta. Funcionamiento: 60 - 75 Pta/m^3 (1990).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CHERRY, JA, FEENSTRA, S, Y MACKAY, DM (1996). Concepts for the remediation of sites contaminated with DNAPLs. En: Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater, (ed, JF Pankow and JA Cherry). Waterloo Press, Portland, Oregon.

DGMA.(1989): Residuos Tóxicos y Peligrosos: Tratamiento y Eliminación. Seminario sobre Residuos Tóxicos y Peligrosos, 1987.

DOD ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY TRANSFER COMMITEE (1994): Remediation technologies Screening Matrix and Reference Guide.

MACKAY, DM, CHERRY, JA y FEENSTRA, S (1993). Alternative goals and approaches for groundwater remediation. En: Proceedings of Workshop on Contaminated Soils: Risks and Remedies. Estocolmo, Suecia.

SMYTH, D, JOWETT, R y GAMBLE, M (1997). Sealable joint steel sheet piling for groundwater control and remediation: case stories. En: Proceedings of the International Containment Technology Conference, St Petersburg, Florida, 1997.

SUTHERSAN, SUTHAN S. (1997). Remediation Engineering. Design Concepts. ARCADIS GERAGHTY & MILLER Environmental Science and Engineering Series. CRC Press, Inc.

US EPA SEMINAR. (1996). Bioremediation of Hazardous Waste Sites: Practical Approaches to Implementation.

RESUMEN DEL TEMA 2: CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES

ARENAS CUEVAS, Miguel (Autor de la síntesis) y GODÉ LANAU, Luis (Moderador)**

(*) INIMA, S.A.. Zurbarán, 28. 28010 MADRID
(**) Junta de Saneamiento de Catalunya. Provença, 204-208. 08036 BARCELONA

La sesión se conformó en base a dos ponencias, una desde la visión de la Administración, desarrollada por D. José Mª Niñerola Pla, de la Junta de Sanejament, Dept. Medi Ambiente Generalitat de Cataluña y, la otra, de los usuarios, por D. Francisco Luque Montilla de la Sociedad General de Aguas de Barcelona. Acompañadas por cinco comunicaciones y la posterior mesa redonda. Dos de las comunicaciones han versado sobre contaminación y regeneración del acuífero aluvial del río Tordera (Cataluña), otra sobre contaminación del acuífero de Troya (País Vasco), y una cuarta, sobre la calidad y contaminación de las aguas subterráneas de Galicia. Por último, se explicita en una comunicación la labor del laboratorio de Calidad de Aguas del CEDEX en relación con los análisis de aguas subterráneas.

1ª PONENCIA: CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES. VISIÓN DESDE LA ADMINISTRACIÓN

El Sr. Niñerola entre otros contenidos se refirió:

"Se aprecia que el concepto de vertido, establecido en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, así como los requisitos exigibles en el preceptivo procedimiento de autorización de todas las actividades susceptibles de producir afección o degradación del agua subterránea, constituye, por sí mismos, un poderoso instrumento de prevención."

En Cataluña el censo industrial a finales 1994 era:

Número de establecimientos	14.359
Volumen de agua de abastecimiento hm^3/año	293.7
Volumen vertido hm^3/año	260

De estos establecimientos 3.340 tienen un vertido superior a 6.000 m^3/año o una carga contaminante diferente de la doméstica. El vertido de estos establecimientos representa el 62% del vertido total.

Los sectores textil, curtidos, químico y alimentario representan en conjunto el 67 y el 85% respectivamente del caudal y carga orgánica vertidas por el grupo de industrias señalado anteriormente.

La mayor incidencia en la afección a las aguas subterráneas se produce por nitratos, que no son objeto de consideración en la presente exposición. Por cloruros, que tienen una componente dominante en los fenómenos de intrusión marina que tampoco se consideran aquí. Por hierro y manganeso, que se admiten asociados a ambientes reductores. Tanto su ubicuidad como el rango de variación de sus concentraciones son francamente elevados. Generalmente la presencia de estos metales, que se solubilizan en sus formas reducidas, va asociada a otras alteraciones tales como variaciones de redox y/o presencia de otros contaminantes. En algunas zonas, en la cuenca del río Tordera, por ejemplo, el manganeso se puede considerar endémico, debiéndose establecer plantas potabilizadoras para su tratamiento antes de la introducción del agua a la red de suministro. Por organohalogenados, estos compuestos y entre ellos el tetracloroetileno (PER) y el tricloroetileno (TRI), tienen y han tenido un amplísimo uso en múltiples procesos industriales como desengrasantes y disolventes. Su escasa movilidad, elevada densidad, reducida solubilidad y elevada estabilidad química, así como su calificación como sustancias cancerígenas y mutágenas, hacen de estos compuestos unos contaminantes especialmente indeseables aunque desgraciadamente, entre las sustancias orgánicas de origen industrial, ocupan los primeros puestos en lo que concierne a presencia y exigencias de regeneración del medio o del agua. El tratamiento por aireación forzada del agua (striping) se utiliza en diversos emplazamientos, mientras que la regeneración del acuífero a través procesos de aireación de la zona no saturada, combinados con bombeos, seguidos de striping y complementados con circulación a través de carbón activo funciona razonablemente bien. Por hidrocarburos, ciertos episodios están asociados a fugas significativas debidas generalmente a la corrosión de depósitos, rotura de tuberías o accidentes de transporte o transferencia. Estos accidentes pueden implicar fugas muy variables e, incluso, de hasta miles de metros cúbicos. Sin embargo, debido a su magnitud o a las circunstancias de su producción, los macroepisodios suelen ser fácilmente detectables y, por lo general, la regeneración del medio parece poderse obtener, si no se habla de costes y se establecen unos límites asumibles, con razonable probabilidad. La restauración, en estos casos, puede llegar a requerir la instalación de barreras hidráulicas para prevenir la progresión de la contaminación, dispositivos de bombeo sofisticados para recuperar la fase no acuosa, tratamientos de biodegradación. Por metales, no suelen ser frecuentes los episodios de contaminación por metales, excepción hecha del hierro y del manganeso. La existencia de pH superiores a 7 no favorece la movilidad de los mismos en el suelo y en el subsuelo. Ligados a vertidos ilegales y/o a enterramientos desconocidos, los casos de mayor significación activos en este momento corresponden a Cr-VI, Sb, Hg y Se. Todos ellos afectan a pozos de abastecimiento, obviamente clausurados por Sanidad. Mientras que los tres primeros son focos puntuales concretos, él se merece una consideración particular. Este elemento manifiesta una presencia aparentemente impredecible tanto territorialmente como en sus concentraciones.

En Cataluña, en las aguas subterráneas se aprecia:

- Progresión de la contaminación por nitratos.
- Estabilización/Reducción de los problemas de salinización en zonas costeras.

- ontinua aparición de nuevas zonas contaminadas por organoclorados, muchas de ellas de origen no actual.
- Continua aparición de nuevos focos contaminados por hidrocarburos. Las filtraciones en estaciones de servicio se configuran como un sector de riesgo especialmente significativo.

2ª PONENCIA LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES URBANAS E INDUSTRIALES: LA VISIÓN DE LOS USUARIOS

El Sr. Luque comentó entre otros los siguientes aspectos:

En zonas donde existe una presión urbana importante, como ocurre en la zona metropolitana de la ciudad de Barcelona donde se concentra más de la mitad de la población de Cataluña, el riesgo de contaminación de los acuíferos debido a actividades urbanas e industriales es muy grande si no se toma las medidas de protección y prevención adecuadas. Dado que estas medidas son prácticamente inexistentes, se van produciendo episodios contaminantes que van degradando la calidad del agua subterránea.

En el proceso de contaminación de las aguas subterráneas tiene una gran importancia las peculiaridades hidrogeológicas del terreno que pueden retardar, potenciar o disminuir los efectos de dicha contaminación. La contaminación de las aguas subterráneas se distingue de la de las aguas superficiales en su dificultad de detección, en su duración y en su dificultad de corregir una vez localizada. La lentitud con que el agua se mueve en el terreno hace que en muchas ocasiones cuando se detecta una contaminación, ésta ya se haya dispersado por una zona importante o incluso que su causante ya no exista o haya cesado su actividad. Por todo esto, la contaminación de un acuífero es un peligro oculto de efectos retardados y de larga duración e incluso irreversible. La aparición de una contaminación en las aguas subterráneas suele ser normalmente muy diluida, pero afectando a un volumen de agua muy grande.

Para determinar la gravedad de una contaminación en las aguas subterráneas, no sólo hay que tener en cuenta la toxicidad del agente contaminante sino también su movilidad en el terreno, su tiempo de permanencia, tanto en el medio no saturado como en el saturado, y el efecto de los procesos de auto-depuración anteriormente descritos. En general se puede decir que el riesgo de contaminación aumenta al disminuir la trayectoria recorrida por el agente contaminante en el terreno y al aumentar la velocidad del agua en el acuífero y la movilidad del contaminante.

Aunque la Ley de Aguas española y el Reglamento del Dominio Público Hidráulico recogen la figura legal de los perímetros de protección para las captaciones de aguas subterráneas, después de diez años de la promulgación de dicha ley no existe ni un solo de dichos perímetros establecido. Este hecho explica por sí solo la escasa concienciación existente sobre los riesgos de la contaminación del agua subterránea, aunque también hay que señalar la complejidad administrativa y las consecuencias económicas y sociales de ámbito local que la implantación de un perímetro de protección trae consigo.

Los principales problemas detectados son:

a) Contaminación por disolventes clorados del agua del acuífero del Valle Bajo del río Llobregat

El acuífero del Valle Bajo del río Llobregat tiene una superficie de unos 22,5 km^2 y se extiende a lo largo del río desde la población de El Papiol hasta las poblaciones de Cornellá de Llobregat y Sant Boi de Llobregat en la provincia de Barcelona. Se trata de un acuífero libre, formado por gravas y arenas, conectado con el río y por tanto es una zona importante de recarga por infiltración de agua superficial sobre todo en épocas de lluvias. Este acuífero es la cabecera del acuífero del Delta del río Llobregat con el que forma en realidad un única unidad hidrogeológica.

En la primavera del año 1974 se detectó en el agua extraída de este acuífero por el pozo La Estrella 4, uno de los seis pozos que Aguas de Barcelona tiene en el municipio de Sant Feliu de Llobregat, un fuerte olor a compuestos orgánicos aromáticos. Según los análisis realizados al agua, la causa de dicho olor era una contaminación del agua con disolventes clorados, principalmente percloroetileno. La contaminación se relacionó desde un principio con el relleno, realizado unos meses antes, de unos hoyos de extracción de áridos situados aguas arriba del pozo afectado, ya que muchos de dichos hoyos se rellenaban, con residuos industriales y urbanos.

Para evitar la extensión de la contaminación, se realizó una barrera hidráulica mediante el bombeo continuo del pozo contaminado y de otros dos y se dejó fuera de servicio otros tres.

b) Contaminación por gasolina del agua del acuífero del Valle Bajo del río Llobregat

Esta contaminación afectó a la misma zona del acuífero del caso anterior y se detectó en Diciembre de 1991 en unos pozos que abastecían al municipio de Torrelles de Llobregat. Para conocer la procedencia de esta contaminación se efectuó una toma de muestras de todos los pozos y sondeos existentes en la zona y un estudio por georadar. De los resultados obtenidos se concluyó que la contaminación era debida al derrame de gasolina, que se había producido unos meses antes, a causa de un atentado terrorista contra el oleoducto que discurre paralelo al río Llobregat por su margen derecha. Unos sondeos efectuados en la zona del atentado confirmaron que el terreno estaba impregnado de gasolina y que había gasolina sobrenadando en el agua.

Coincidiendo en el tiempo con esta contaminación se detectó otra por las fugas de unos depósitos de una de las varias gasolineras existentes en la zona, lo que constituye un claro ejemplo del riesgo que significa para la calidad de las aguas subterráneas este tipo de actividades, cuando se permite su instalación en las zonas de recarga o en los propios acuíferos sin tener en cuenta ninguna medida de protección.

c) Contaminación por amoníaco del agua del acuífero del Delta del río Llobregat

El acuífero del Delta del río Llobregat tiene forma triangular, una superficie de 91 km^2 y se extiende desde las poblaciones de Cornellá de Llobregat y Sant Boi de Llobregat hasta el mar

Mediterráneo. Este acuífero está dividido en dos por una capa de limos impermeables por lo que en realidad hay un acuífero superior que es libre y otro inferior que es cautivo. Este último es el que se explora para usos industriales y para el abastecimiento. Las reservas útiles máximas de este acuífero se estima en unos 100 hm^3 lo que da una idea de su importancia como elemento de regulación interanual de los recursos hídricos del río Llobregat.

Esta contaminación por amoníaco apareció en el mes de mayo de 1995 en el agua de los pozos que Aguas de Barcelona tiene en los municipios de Cornellá de Llobregat y Sant Joan Despí y que explotan los recursos del acuífero del delta del río Llobregat. Después de un muestreo de todos los pozos se pudo comprobar que la contaminación afectaba especialmente a los pozos nº 4 y nº 16 y en menor medida al nº 17. En los pozos situados aguas arriba de éstos no se detectaron concentraciones significativas de amoníaco ni tampoco en lo situados aguas abajo. Dado que el pozo nº 16 se encuentra ubicado aguas abajo del pozo nº 4, se concluyó que la causa de contaminación tenía que estar por encima de este último y antes del nº 3 que es el primero que se encuentra siguiendo el flujo del agua en sentido contrario y que no tenía indicios de contaminación.

En la actualidad esta contaminación está controlada con la barrera que supone el funcionamiento en continuo de dos pozos y se está a la espera de que se repare el colector de aguas residuales, reparación que no se ha efectuado por un problema de competencias entre Administraciones. El volumen de agua contaminada que se está extrayendo del acuífero en la barrera hidráulica es del orden de unos 6 hm^3 al año.

d) Contaminación del agua de los acuíferos del río Besós

El río Besós se forma a partir de la confluencia de otros dos ríos, el Congost y el Mogent, en las proximidades de la población de Montmeló situada al norte de la ciudad de Barcelona. A lo largo de este río se extienden dos acuíferos, formados por arenas y gravas de aluviones recientes, que se denominan la Cubeta de La Llagosta y el Delta del río Besós y que se unen a través de un paso muy estrecho conocido como el Congost de Montcada. El acuífero de la Cubeta de La Llagosta es libre y el del Delta está dividido en dos, como el del río Llobregat, por una capa de limos por lo que hay un acuífero superior que es libre y otro inferior que es cautivo. Los recursos estimados de estos dos acuíferos son del orden de unos 30 hm^3 al año.

La explotación de los recursos de estos acuíferos para abastecimiento y para usos industriales se inició a finales del siglo pasado, llegándose a extraer de ellos cerca de 60 hm^3 anuales en los años 60. Esta extracción, al ser muy superior a los recursos disponibles produjo una salinización de la zona del acuífero más próxima a la costa por intrusión marina. Además de este fenómeno se fueron produciendo a partir de los años 70 una serie de contaminaciones a causa de la infiltración de la propia agua del río, convertido en cloaca a cielo abierto, de la infiltración de agua residual urbana e industrial por fugas en los colectores, del relleno con residuos de los hoyos de extracción de áridos y por otros motivos diversos que obligaron al abandono progresivo de las captaciones. En el caso de Aguas de Barcelona, a principios de los años 70 disponía de diez pozos con los que se extraían de estos dos acuíferos del orden de unos 15 hm^3 al año para el abastecimiento de la ciudad de Barcelona y su área metropolitana mientras que en la actualidad esta extracción es nula.

Este abandono de las captaciones de aguas subterráneas de estos acuíferos ha ocasionado una recuperación de los niveles piezométricos que en el Delta del río Besós ha supuesto en los últimos diez años un aumento de medio metro al año en promedio y que está creando graves problemas de inundaciones en infraestructuras enterradas de la zona, como aparcamientos subterráneos o túneles del Metro. Dado que la mejor solución a estos problemas sería volver a explotar el acuífero con una extracción del orden de 15 hm^3 al año, Aguas de Barcelona ha iniciado un estudio, que aún no se ha finalizado, para caracterizar la calidad del agua que hay en la actualidad en el acuífero y posteriormente valorar técnica y económicamente la posibilidad de proponer un tratamiento de dicha agua que permita con seguridad volver a utilizarla para el abastecimiento de la población.

e) Contaminación por disolventes clorados del agua del acuífero del Delta del río Llobregat

En el mes de junio de 1994 se detectó una alta concentración de tricloroetileno en diferentes pozos situados en el municipio de El Prat de Llobregat y que captan agua del acuífero profundo del Delta del río Llobregat para el abastecimiento de agua potable a dicha población. Estos son propiedad de la empresa municipal Aigües del Prat, S.A., responsable de dicho abastecimiento y que amablemente ha cedido la información que se utiliza para la descripción de este episodio contaminante.

En la actualidad, la concentración de tricloroetileno en el agua ha disminuido ligeramente pero aún hay pozos con más de 100 g/l, desconociéndose con exactitud la fuente de la contaminación, aunque dadas las características del acuífero, protegido por una capa de limos de un espesor importante, lo más probable es que se trate de un vertido industrial realizado en algún pozo abandonado.

Las inversiones que se han tenido que realizar para asegurar el suministro y potabilizar el agua contaminada ha sido del orden de unos 280 millones de pesetas.

3. COMUNICACIONES

3.1. CONTAMINACIÓN POR DIOXANOS Y REGENERACIÓN DEL ACUÍFERO ALUVIAL DEL RÍO TORDERA (CATALUÑA)

En el año 1994 se detectaron compuestos de la familia dioxanos en el acuífero aluvial del río Tordera. Se extendió tanto al acuífero superficial como al profundo.

Se detectaron también dioxanos en las aguas del río Tordera, que resultaron provenir del vertido al río de las aguas residuales de una industria ubicada en Sant Celoni. A instancias de la Junta de Saneamiento, la empresa responsable del vertido inició un plan de disminución de la concentración de dioxanos en las aguas residuales. Al mismo tiempo, empezaron una serie de muestreos periódicos de las aguas subterráneas que han permitido estudiar el fenómeno de contaminación por dioxanos y la posterior regeneración del acuífero aluvial. Se presentan en este trabajo las principales conclusiones obtenidas de su seguimiento entre 1994 y 1997.

La gran similitud de la evolución de los pozos del valle bajo indica que la capa intermedia de granulometría más fina, aunque puede producir un cierto retardo en el transporte del producto trazador, no confina la parte profunda del acuífero, ni la protege de la contaminación. Todos los pozos, sea cual sea su profundidad, han interaccionado con el río a través de la recarga inducida. La hipótesis de que los dioxanos llevaran años infiltrándose desde el río al acuífero superficial y desde éste al acuífero profundo queda desechada, puesto que, como se ha visto, al ir descendiendo la concentración de dioxanos en el río, la repercusión en los pozos ha sido directa y rapidísima, al igual que en el valle medio.

Las observaciones realizadas plantean un nuevo modelo hidrológico en el valle bajo, en el cual el llamado acuitardo no existiría como tal, sino que el conjunto actuaría como un acuífero único, quizás algo retardado en la zona profunda, pero interaccionando con el río a cualquier profundidad debido a la recarga inducida por los bombeos.

Una vez eliminado el vertido contaminante, ha tenido lugar la regeneración en todas las zonas del acuífero, sin que hayan sido necesarias otras actuaciones, lo que validaría la hipótesis precedente. En algunos pozos quedan valores residuales, indicando que puede haber una cierta retención en algunas zonas del acuífero. La verificación de estas hipótesis requeriría la realización de estudios de detalle que por ahora quedan fuera del ámbito de actuación del equipo de trabajo que ha intervenido en este caso.

3.2. REGENERACIÓN NATURAL DEL MEDIO HÍDRICO ANTE UN PROBLEMA DE CALIDAD ORGANOLÉPTICA DE LAS AGUAS. CUENCA MEDIA-BAJA DEL RÍO TORDERA

En el verano de 1994 se detectaron problemas en varios pozos de abastecimiento situados en el aluvial del río Tordera, provocados por el olor y sabor anómalos en las aguas.

Tras una compleja analítica se determinó que una de las causas de este fenómeno era atribuible a la presencia de 2EDD (2-etil-5,5-dimetil-1,3dioxano), cuyo umbral de olor se sitúa en el orden de decenas de ppt (partes por trillón).

Entre los procesos que pueden generar este subproducto, se encuentran aquellos en los que intervienen derivados de los óxidos de etileno y propileno. Se detectó, que al menos había pasado desapercibido a los controles de calidad de vertido de una planta de fabricación de resinas situada en San Celoni, debido a su presencia en bajas concentraciones y la escasa información técnica sobre este componente.

Una vez que la fábrica tuvo conocimiento del problema en las aguas de abastecimiento de la zona, procedió a la instalación de métodos de depuración cada vez más sofisticados que permitieron disminuir drásticamente las concentraciones de 2EDD en el vertido hasta el límite establecido por la Junta de Sanejament en 15 ppb. Los efectos sobre la calidad del sistema hidrogeológico fueron casi inmediatos, lo que se constató como un indicio de la rapidez de regeneración del mismo.

En la simulación del flujo de agua subterránea se empleo MODFLOW (MACDONALD & HARBAUGH, 1984), y para el transporte de contaminantes MT3D (ZHENG, 1990), ambos modelos ampliamente reconocidos en el ámbito científico.

El acuífero se sintetizó en un modelo bicapa de 556 (a. sup.) + 100 (a. prof.) celdas, de 250 x 250 m de lado. Los datos básicos en cuanto a geometría, parámetros hidrogeológicos, y condiciones de borde, recarga y extracciones se tomaron del Plan Hidrológico y del informe ITGE (1993).

Se concluyó que la mejor alternativa de recuperación era la "no acción", esto es dejar que el medio ose recuperase de forma natural tras minimizar el vertido.

3.3. CALIDAD Y CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN GALICIA: SITUACIÓN GENERAL Y ESTUDIO DE DETALLE EN LA CUENCA DE VALIÑAS

Se presentó una comunicación sobre el estado de la cuestión de la contaminación de aguas subterráneas en Galicia cuyo resumen es el siguiente:

Los escasos estudios hidrogeológicos oficiales existentes en la Comunidad Autónoma de Galicia indican una contaminación incipiente de las aguas subterráneas por productos nitrogenados, aunque en general las conclusiones de estos estudios se basan en los resultados de pocos datos. Diversos estudios sobre la salubridad de las aguas de Galicia indican que el 80% de las muestras analizadas resultan ser no aptas para el consumo desde el punto de vista bacteriológico. La principal fuente de contaminación de las aguas subterráneas, es debida al contenido bacteriológico inducido por la infiltración de purines y los lixiviados de fosas sépticas.

3.4. CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO9 DE TROYA (GUIPÚZCOA) POR OXIDACIÓN DE SULFUROS: ATENUACIÓN NATURAL E INDUCIDA

Debido al cierre de minas están surgiendo problemas de contaminación originados por la oxidación de pirita que provoca la acidificación del agua y la disolución de metales en medio ácido.

En el acuífero kárstico de Troya se encuentra una mineralización de sulfuros. Para la explotación de la mineralización, se deprimió el nivel piezométrico desde la cota 435 m, hasta la cota 190 m, secando el manantial que hasta entonces drenaba el acuífero. El abandono de la mina en 1993, provocó el ascenso del nivel piezométrico, hasta que en 1995 alcanzó la cota de 335 m, y el agua comenzó a manar por la Bocamina, el punto de acceso a la mina situado a cota más baja. El agua que surge por la Bocamina tiene un contenido elevado en SO_4 (1.500 mg/l) y de metales disueltos (50 mg/l de Fe y 5 mg/l de Zn), aunque el pH es neutro debido a la disolución de calcita y al escape de CO_2. La contaminación es debida a la oxidación de la pirita y marcasita, al poner en contacto el yacimiento con el nivel piezométrico y el aire en una zona de las galerías que se encuentran parcialmente inundadas.

Desde marzo de 1995 a mayo de 1997 el agua de la Bocamina, iba directamente al arroyo Gesala y de éste al río Estanda. El alto contenido en metales y la precipitación de hidróxidos de hierro en el lecho del río supuso la práctica desaparición de la vida piscícola, bajando el índice biótico BMWP de 127 a 14 y el número de familias de 14 a 5. A partir de mayo de 1997 el agua de la Bocamina ha sido desviada a la balsa de estériles donde precipita el hierro, produciéndose una recuperación importante en los ríos Gesala y Escanda.

3.5. ESTUDIO DE MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

En esta comunicación se expone el importante papel desarrollado por el laboratorio del CEDEX para detectar la presencia de microcontaminantes orgánicos en las aguas subterráneas, presencia que suele derivarse de una contaminación de origen industrial.

4. COLOQUIO

En el coloquio que se establece a continuación se hacen hasta 14 preguntas que se pueden agrupar en generalistas y particulares.

Sobre la situación actual en España y Cataluña de la contaminación por actividades industriales se dice no conocer la situación en el conjunto de la Nación y que en Cataluña hasta 1994 no había sistemática general ni metodología ni criterios. En este período se han establecido redes generales y redes específicas de nitratos, metales, y organoclorados, con un volumen de 25.000 parámetros/año. En cuanto a criterios de descontaminación lo primero es identificar la fuente y el responsable y después reconducir el problema.

En relación con el papel de la Administración en los casos de antiguos contaminantes cuyos efectos se siguen manteniendo se contesta indicando que se ha hecho un inventario de sueles contaminados.

Otras cuestiones se refieren a la contaminación derivada de los miles de depósitos de gasóleo y fuelóleo para calefacción y agua caliente existentes en los grandes núcleos urbanos.

Se pregunta si existen normas de observación y control de dichos depósitos, caducidad, etc. La misma cuestión se plantea para las gasolineras. Desde la mesa se comentan casos aislados y se dice (Sr. Luque) que si se pierden 100 l de gasóleo al día es difícil detectarlo, pero puede contaminar varios hm^3 de agua al año. El otro ponente (Sr. Niñerola) comentó algunas situaciones sobre gasolineras , lodos sobre acuíferos superficiales e indica que lo más peligroso son los tanques, que si están bien diseñados no suelen perder sin la manipulación de forma deficiente, el rebose de los depósitos, etc. Los depósitos deben tener un umbral crítico, alrededor de 15 cm a partir del cual deben renovarse.

Otra cuestión planteada es la posible causa de contaminación de acuífero por mercurio, se comenta que hay un caso en Cataluña del que no se conoce la fuente. Se habla también de contaminación de agua subterránea por selenio y antimonio.

El Sr. Varela comenta el estudio que el MIMAM está haciendo y que se va a publicar próximamente en el que hay referencias sobre contaminación por metales pesados.

Sobre la experiencia catalana de separar la gestión del agua y el control de la calidad se comenta que tiene todas las desventajas.

En relación a la barrera hidráulica que tiene previsto realizar la Administración Pública Catalana junto a la dársena portuaria para reducir el impacto de la salinización por intrusión marina que ha generado o potenciado construcción de la necesaria dársena que ocupa 50 ha, no consta que se haya firmado el Convenio entre la Junta de Saneamiento, la Junta de Aguas y el Puerto de Barcelona.

Otra cuestión que se señala es el sellado o cegado de pozos abandonados. El representante de la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat indica que esta Comunidad ha conseguido sellar unos 35 pozos en los 10 últimos años.

TEMA 3:

LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR VERTEDEROS Y DEPÓSITOS ENTERRADOS

CONFERENCIA N.3.1: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR VERTEDEROS Y DEPÓSITOS ENTERRADOS EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA ADMINISTRACIÓN

FERNÁNDEZ RUIZ, Loreto*

(*) Instituto Tecnológico Geominero de España. Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID

RESUMEN

La incidencia que sobre el agua subterránea puede originar el desarrollo de actividades o instalaciones potencialmente contaminantes, como son los vertederos de residuos y los depósitos enterrados, aunque conocida y cuantificada en circunstancias concretas, no es controlada sistemáticamente en el territorio nacional.

De cara a un inmediato futuro resulta del mayor interés, las garantías adicionales que introduce la nueva Directiva relativa al vertido de residuos, que se aprobará próximamente, donde se establecen normas de protección de las aguas frente a la instalación de vertederos, así como la reciente Ley 10/1998 de Residuos, que supone la asunción de una norma común para todo tipo de residuos.

Palabras Clave: *Contaminación, aguas subterráneas, vertederos, España, administración.*

INTRODUCCIÓN

El objetivo de esta ponencia es presentar, desde la óptica de la Administración, los problemas que el desarrollo de actividades potencialmente contaminantes como son los vertederos de residuos y los depósitos enterrados ocasionan o pueden ocasionar sobre las aguas subterráneas, así como los mecanismos de protección que la legislación actual establece, y los instrumentos de prevención y corrección .

El tema encargado por la organización de las Jornadas es complejo al contemplar la afección a las aguas subterráneas por dos actividades potencialmente contaminantes de éstas como son los **vertederos** y los **depósitos enterrados**, que presentan características y peculiaridades bien diferenciadas; en el primer caso se trata de exponer la problemática de uno de los sistemas de **gestión**

de residuos más utilizado en España como son los vertederos, con legislación específica en cuanto a la protección de las aguas subterráneas e información aunque incompleta en algunas circunstancias de, su número, estado actual y grado de gestión al que se ven sometidos; en el caso de los depósitos enterrados considerando como tales los **almacenamientos de materias primas** y más concretamente de combustibles líquidos, el conocimiento actual sobre su problemática, siempre referido a su incidencia que sobre las aguas subterráneas, es mucho más escaso que en el caso de los vertederos, al no existir una legislación específica que tenga en consideración la protección de los acuíferos, si se exceptúan algunas instalaciones que por sus características se deben ver sometidas al procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental, y por tanto los estudios e investigaciones se refieren tan solo a circunstancias puntuales y que han dado lugar a problemas de contaminación de relevancia.

Puesto que las especificaciones concretas tanto técnicas, administrativas y legislativas que estas actividades presentan y a las distintas líneas de actuación que se deben cumplimentar para la adecuada protección de los recursos hídricos subterráneos, estas dos actividades se tratarán separadamente a lo largo de esta ponencia.

VERTEDEROS DE RESIDUOS Y LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Estado actual del tratamiento de residuos en España

La incidencia real de los vertederos de residuos sobre las aguas subterráneas en España no está bien cuantificado, al ser escasos los controles que se están llevando al efecto; no obstante se conocen casos de contaminación por la inadecuada localización hidrogeológica de vertederos, dándose en ocasiones la circunstancia que, en forma mas o menos tolerada, vertederos situados en emplazamientos seleccionados por intereses de sus primeros usuarios (proximidad al núcleo urbano, propiedad de los terrenos, accesos, etc) y que no reúnen los requisitos técnicos -ya sean naturales o artificiales- que garanticen su idoneidad, se han convertido en instalaciones permanentes.

Entre las circunstancias que están contribuyendo al incorrecto emplazamiento de vertederos de residuos es la carencia, en un número importante de proyectos, de estudios de caracterización geológica, hidrogeológica, hidrológica, morfológica , topográfica, etc de los terrenos, imprescindibles para valorar la idoneidad natural de éstos en relación con la actividad propuesta y la ausencia de normas específicas que fijen los requisitos técnicos de acondicionamiento, diseño, construcción y controles a implementar durante la fase de explotación y después de su clausura.

El desarrollo de nuevas tecnologías de tratamiento de residuos, que permiten su aprovechamiento y eliminación siguiendo pautas que compaginan esta actividad con un medio ambiente protegido, no impide que en la actualidad la técnica de gestión más utilizada en España siga siendo la de vertedero. En este sentido y desde el punto de vista técnico, administrativo y legal, la regulación de vertederos ha sido la última de las áreas sobre las que se han establecido políticas comunitarias de actuación, lo que significa que no ha existido una referencia europea para la elaboración de normativas concretas.

En nuestro país existen actualmente del orden de 3 millones de toneladas de residuos tóxicos y

peligrosos no superando el medio millón las toneladas tratadas; de éstas, un porcentaje elevado lo hace mediante depósito de seguridad, siendo muy inferior el volumen tratado por procesos fisicoquímico o incineración. La deficiente gestión de residuos industriales, en general motivada por la ausencia de infraestructuras de tratamiento, oposición social a ellas, carencia de mentalidad ambiental en los productores de residuos o ignorancia de los efectos sobre el medio ambiente de estos compuestos que se vierten sin control, ha provocado la contaminación del suelo y las aguas subterráneas.

En la actualidad resulta del mayor interés la importancia, que para la descontaminación de acuíferos, va a suponer la aplicación del Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados, que tiene como principales líneas de actuación la prevención de la contaminación del suelo y el saneamiento y recuperación de espacios contaminados. En cumplimiento del Plan Nacional y en coordinación con las CCAA, se están realizando ampliaciones, de ámbito regional, del inventario de suelos contaminados en Andalucía, Castilla-La Mancha, Cataluña, Navarra y País Vasco, y materializándose los objetivos contemplados en el subprograma del Plan Nacional "Proyectos de Recuperación" con la ejecución de cincuenta proyectos de suelos contaminados en los que se contempla no solo el saneamiento de espacios afectados no solo por residuos de origen industrial, sino también por compuestos de distinta procedencia.

En lo que se refiere a los residuos sólidos urbanos o asimilables, en el cuadro que se presenta a continuación, se muestran los tratamientos empleados para, los 15 millones de toneladas generadas anualmente en España, destacando que el 81,3% van a parar a vertedero y que de ellos un 17,6 se vierte incontroladamente.

TRATAMIENTO	t/año	%	NÚMERO DE CENTROS
Vertido incontrolado	2.628.042	17,6	—?
Vertido controlado	9.506.354	63,7	175
Compostaje	2.086.347	14,0	26
Incineración	693.491	4,7	18
TOTALES	**14.914.235**	**100,0**	**219**

Fuente: MIMAM, 1996.

Este porcentaje de residuos eliminados mediante vertedero supera la media de los países desarrollados que se sitúa alrededor del 60%, aunque es previsible que en un futuro no lejano, el cumplimiento del objetivo marcado por la Ley de Residuos de reducir en origen los residuos y priorizar la valorización, reciclado y reutilización de los mismos frente a otras técnicas de gestión, consiga una sensible disminución de este tratamiento.

Como ya se ha venido comentando a lo largo de este apartado, aunque conocida en casos concretos, la incidencia sobre las aguas subterráneas de los vertederos de residuos presenta dificultades para su cuantificación. No obstante, a través de estudios realizados tanto por la administración central como por la autonómica y local, se sabe de la existencia de un gran número de vertederos incontrolados y de un número muy superior de puntos negros que se extienden por la geografía española; por ello el resumen que se presenta sobre la gestión de los residuos sólidos urbanos - los

que en mayor volumen se generan- puede dar una idea aproximada a falta de estudios de caracterización y controles de esta actividad, de la importancia que una inadecuada localización de vertederos puede suponer para la calidad de los recursos hídricos subterráneos.

DISTRIBUCIÓN, POR COMUNIDADES AUTÓNOMAS, DE LOS RSU ELIMINADOS MEDIANTE VERTEDERO Y NUMERO DE MUNICIPIOS ATENDIDOS

COMUNIDAD AUTÓNOMA	Residuos generados (t/año)	Vertedero controlado (t/año)	Vertederos/ Municipios atendidos	Vertedero incontrolado (t/año)	% Vertido incontrolado
ANDALUCÍA	2.202.343	1.624.929	31/334	418.883	19,1
ARAGÓN	356.691	319.602	15/204	37.089	10,4
ASTURIAS	381.258	378.126	3/74	3.132	0,8
BALEARES	413.850	247.839	4/19	126.011	30,4
CANARIAS	759.129	619.430	4/52	75.563	9,9
CANTABRIA	183.875	167.652	2/70	10.334	5,6
CASTILLA-LA MANCHA	590.861	201.672	11/163	348.189	58,9
CASTILLA Y LEÓN	1.029.036	741.593	27/639	314443	30,5
CATALUÑA	2.700.945	1.890.582	26/652	16.200	0,6
EXTREMADURA	412.631	182.000	5/107	230.631	55,8
GALICIA	814.229	271.928	9/109	542.301	66,6
MADRID	2.374.335	1.777.258	6/160	7.331	0,3
MURCIA	394.494	--	---	161.222	40,8
NAVARRA	210.211	160.623	14/238	29.603	14,1
PAÍS VASCO	692.809	563.060	15/251	98.337	14,2
LA RIOJA	88.019	83.500	4/104	4.519	5,1
VALENCIA	1.260.338	283.560	16/175	175.078	13,9
CEUTA	24.129	---	---	24.129	0
MELILLA	25.052	20.000	1/1	5.052	20,1
TOTAL	14.914.235(*)	9.533.354	193/3.353	2.628.047	17,6

Fuente: MIMAM (Medio Ambiente en España 1996)

(*) 2,7 millones de toneladas se tratan mediante incineración y compostaje

Legislación en materia de vertido de residuos. La nueva Ley de Residuos

La protección de los acuíferos frente a la contaminación se enmarca en un conjunto de actuaciones que sustentadas en un marco legal y administrativo pretenden impedir o en su caso subsanar las situaciones de contaminación de las aguas subterráneas.

La experiencia adquirida en los últimos años a través de estudios, trabajos e investigaciones sobre el agua subterránea, ha conducido a un consenso cada vez más generalizado sobre la necesi-

dad de proteger el recurso, siendo uno de los aspectos que más ha despertado la conciencia de la necesidad de protección, consideraciones sanitarias aparte, las implicaciones económicas derivas de la contaminación la pérdida de recurso, y los costes de la descontaminación.

Este principio de protección de las aguas subterráneas aparece en la legislación española, en lo que se refiere a vertederos, en el año 1975, y es recogido por la Ley de desechos y residuos sólidos urbanos estableciendo que cuando las características del proyecto de vertedero supongan una afección potencial a los recursos del subsuelo se requerirá informe del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE).

Con anterioridad a la entrada en vigor de la Ley antes reseñada, el ITGE en el ámbito de sus competencias, ya había realizado estudios de caracterización hidrogeológica para la implantación de vertederos de residuos, pero es en los últimos 20 años cuando se han incrementado. Han sido numerosos los estudios realizados a instancias de Ayuntamientos, Diputaciones y CCAA, pero también ha sido elevado el número de situaciones en los que, dada la ambigüedad de la norma ("... suponga potencial afección de los recursos del subsuelo ..."), no se ha realizado ningún estudio.

Las instalaciones de eliminación de residuos industriales, se han venido rigiendo, en lo que a legislación se refiere, por la Ley básica de residuos Tóxicos y Peligrosos de 1986 y su Reglamento del año 1988, así como por la de Evaluación de Impacto Ambiental cuando es de aplicación y por el Reglamento de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas.

Una buena parte de la legislación anteriormente reseñada y de aplicación para la implantación de vertederos, queda derogada con la entrada en vigor de la **Ley de Residuos 10/1998 de 22 de abril** y mas concretamente la Ley de desechos y residuos sólidos urbanos, la Ley de Residuos Tóxicos y Peligrosos (20/86), su Reglamento (1988) y la modificación de éste de 1997, en lo que no se oponga. Esta ley que incorpora al ordenamiento jurídico español la normativa europea en esta materia (Directiva 91/156/CEE relativa a los residuos), supone una nueva concepción de la política de residuos, al establecer una norma común para todos ellos, que podrá ser completada con una regulación específica para determinadas categorías de residuos.

Las novedades mas destacable de la reciente Ley, que contribuirán a la mejor protección de los recursos hídricos subterráneos se resumen en las siguientes:

* El ejercicio efectivo de las competencias sobre residuos respeta el reparto constitucional entre el Estado y las Comunidades Autónomas, al tiempo que garantiza las competencias que tradicionalmente han venido ejerciendo las Entidades locales en materia de residuos sólidos urbanos.

* Persigue reducir en origen la generación de residuos, da preferencia a la reutilización, reciclado y valorización de los mismos sobre otra técnica de gestión.

* Consagra el principio *"quien contamina paga"*, por cuanto hace recaer sobre el bien mismo, en el momento de su puesta en el mercado, los costos de la gestión adecuada de los residuos que genera.

* Se atribuye a las Entidades locales el servicio obligatorio de recogida, transporte y eliminación de residuos urbanos, obligación que en la actualidad existe para municipios de mas de 5.000 habitantes, imponiendose para estos últimos con la recogida selectiva a partir del año 2001.

* Se dictan normas sobre la declaración de suelos contaminados y se regula la responsabilidad administrativa derivada del incumplimiento de lo establecido por la Ley, tipificando las conductas que constituyen infracción y las sanciones que procede imponer.

El escaso tiempo de entrada en vigor de esta nueva norma no permite realizar ninguna valoración en cuanto a la efectividad de su aplicación y de los problemas que de ella han podido derivarse, aunque cabe mencionar que como complemento de esta regulación de carácter general, deberá desarrollarse el correspondiente reglamento o reglamentos con el fin de establecer disposiciones particulares sobre producción o gestión necesarias que permitan cumplir el espíritu de la ley de proteger el medio ambiente y la salud de las personas.

De cara a un inmediato futuro resultan del mayor interés las garantías adicionales que introduce la nueva Directiva relativa al vertido de residuos, que se aprobará próximamente, donde se establecen normas de protección de las aguas frente a la instalación de vertederos, y que se analizará con detalle en el siguiente apartado dada la importancia que la aplicación de esta norma puede suponer para la correcta gestión medioambiental de las instalaciones de vertido.

Propuesta de Directiva relativa al vertido de residuos

La Comisión de la Comunidad Europea presentó en marzo de 1998, la propuesta modificada de Directiva COM (98) 189 final relativa al vertido de residuos, en la que se tienen en cuenta algunas de las enmiendas adoptadas por el Parlamento Europeo en su sesión plenaria de febrero de 1998. Finalizado el proceso legislativo con su aprobación, esta Directiva vendrá a llenar el vacío jurídico existente en la Unión Europea (UE), al regular el procedimiento de gestión de residuos más utilizado por todos los países que la integren, los vertederos.

La nueva Directiva, recoge medidas, procedimientos y orientaciones para impedir o reducir los efectos negativos del vertido de residuos sobre el medio ambiente, contemplando desde sus considerandos la necesidad de proteger las aguas subterráneas y así establece *"... es necesario señalar claramente los requisitos que deben exigirse a los vertederos en cuanto a localización, acondicionamiento, gestión, control, cierre y medidas de prevención y de protección que deben tomarse contra todo daño al medio ambiente, desde una perspectiva tanto a corto como a largo plazo y más en concreto contra la contaminación de las aguas subterráneas por la infiltración de lixiviados en el suelo".*

Las especificaciones concretas relativas a la protección del suelo y de las aguas, se contemplan en el Anexo I, destacando que para el emplazamiento de un vertedero deberán tenerse en consideración la geología e hidrogeología de la zona, así como la existencia de aguas subterráneas; para el cumplimiento de este principio de protección, se establece en el punto 3 del Anexo que la protección del suelo, de las aguas subterráneas y de las aguas de superficie deberá estar asegurada,

durante la fase de explotación/actividad, por una **barrera geológica** acompañada de un revestimiento estanco de base y, durante la fase de inactividad o tras la clausura, por una barrera geológica acompañada de un revestimiento de superficie estanco.

Existe barrera geológica cuando las condiciones geológicas e hidrogeológicas subyacentes y de las inmediaciones del vertedero ofrecen capacidad suficiente de atenuación para evitar todo riesgo para el suelo y las aguas subterráneas. La base y los lados del vertedero deben estar constituidos por una capa mineral que cumpla unos requisitos de conductividad hidráulica K y espesor cuyo efecto combinado en materia de protección del suelo, de las aguas subterráneas y de las aguas superficiales sea por lo menos equivalente al derivado de los siguientes requisitos:

Vert.resid.peligrosos	**Vert.resid.no peligrosos**	**Vert.resid.inertes**
$K = 1.0 \times 10^{-9}$ m/s espesor > 5 m	$K = 1.0 \times 10^{-9}$ m/s espesor > 1 m	$K = 1.0 \times 10^{-7}$ m/s espesor > 1 m

Si esta barrera geológica no cumple de forma natural las condiciones antes mencionadas, podrá completarse de forma artificial para proporcionar una protección equivalente, no siendo el asesor de la barrera artificial de 0,5 m. Se añadirá en todas las circunstancias en las barreras un sistema de impermeabilización y recogida de lixiviados.

Un aspecto relevante a comentar de la propuesta de Directiva, en lo que se refiere al factor hidrogeológico, es la consideración como único parámetro de referencia el del coeficiente de permeabilidad K, careciendo por tanto del equilibrio necesario entre las condiciones geológicas e hidrogeológicas de la zona susceptible de ser utilizada para la instalación de un vertedero y los valores de permeabilidad del substrato en contacto con el mismo.

El método para determinar el coeficiente de permeabilidad está aun sin concretar, estableciendose en el Art. 16 que su puesta a punto y aprobación lo llevará a cabo un Comité creado a tal efecto. La importancia de la elección del método y de las condiciones en que se debe realizar (medio saturado o no saturado) es fundamental, ya que se están aplicando distintos ensayos de permeabilidad "in situ", donde los resultados obtenidos presentan importantes desviaciones de un método a otro. Por tanto, la pronta concreción de la metodología a emplear es básica, para conseguir que los resultados obtenidos en diferentes estudios de caracterización sean comparables entre sí.

El cumplimiento de los condicionantes que establece la futura norma europea, obligará a modificar o clausurar un número importante de los vertederos legales existentes en España, al no reunir la totalidad de los requisitos exigidos para su funcionamiento y que deberán alcanzarse a más tardar en el plazo de cinco años a partir de la entrada en vigor de la Directiva. Otro de los puntos a destacar y que incidirá en la actual gestión de los vertederos en España, es la obligación de elaborar un plan nacional para reducir los residuos biodegradables destinados a ellos de forma progresiva, hasta alcanzar en 15 años un objetivo final del 35% de la cantidad total en peso de los residuos destinados a vertedero, tomando como base de comparación los correspondientes al año 1995.

Por último señalar que aunque se plantean excepciones en la aplicación, para vertederos de

inertes o no peligrosos situados en islas pequeñas, poblaciones aisladas o de difícil acceso, de algunos de los requisitos recogidos en el Anexo I (protección del suelo y aguas), siempre se debe mantener la obligatoriedad de una detallada caracterización geológica e hidrogeológica que sirva para la correcta selección de los emplazamientos y sea la base para la protección de los recursos hídricos subterráneos.

DEPÓSITOS ENTERRADOS

El conocimiento actual que se tiene sobre la incidencia que, sobre las aguas subterráneas pueden ocasionar los depósitos enterrados de materias primas y más concretamente, los de combustibles líquidos es escaso, ya que al ser tan numerosos, sin una normativa específica que regule las características hidrogeológicas de su emplazamiento y no llevarse a cabo un control sistemático de las instalaciones, tan solo se conocen aquellos casos puntuales en los que el proceso de contaminación ha sido tan importante, que al invalidar los recursos hídricos subterráneos para los usos que estaban destinados, se han detectado, valorado y corregido, las fugas producidas.

Con el objeto de dar una visión general sobre la problemática que estas instalaciones pueden ocasionar sobre las aguas subterráneas, se pasa a enumerar la distribución, volumen e importancia que suponen en el territorio español, aunque se insiste, sin poder entrar a valorar la incidencia concreta que las pérdidas de combustible, en los casos que se produzca, pueden suponer para la calidad de las aguas subterráneas.

Los principales depósitos enterrados de combustible se incluyen en los grandes grupos que se describen a continuación, y que corresponden a:

– **Almacenamiento de gran capacidad**, en los que los crudos se recogen al 100% en las doce refinerías existentes y que representan un volumen de 7,4 millones de m^3 , mientras que los productos refinados se distribuyen a partes iguales entre las refinerías y a lo largo del territorio nacional, con una capacidad de almacenamiento de 22 millones de m^3.

– **Distribución** de productos que utiliza como principal vía el oleoducto, que en el territorio nacional lo conforman 3.413 km de tubería. En la actualidad esta en proyecto la construcción de 355 nuevos kilómetros, siendo la primera vez en nuestro país que la traza de esta conducción se ha sometido a Evaluación de Impacto Ambiental, valorándose entre otros factores la posible incidencia del oleoducto sobre la calidad del agua subterránea, en función de la naturaleza de las zonas por las que discurre.

El cuadro que se muestra a continuación, basado en la información recogida y elaborada en el estudio realizado por la CONCAWE (1987) en las redes de distribución, mediante oleoductos, de la Europa occidental, se reflejan los datos sobre tipos de incidentes producidos, vertidos y perdidas de combustible, con el fin de poder dar una visión general de la problemática que la distribución de combustible presenta.

CAUSA	MEDIA DE INCIDENTES/AÑO	VOLUMEN MEDIO NETO PERDIDO/AÑO	VOLUMEN MEDIO BRUTO VERTIDO/AÑO
MECÁNICAS	3,3 (23%)	380 (33%)	1.019 (39%)
FUNCIONAMIENTO	1 (7%)	9 (1%)	42 (2%)
CORROSIÓN	5 (35%)	147 (13%)	381 (14%)
NATURALES	0,7 (5%)	60 (5%)	151 (6%)
TERCERAS PARTES	4,3 (30%)	539 (48%)	1.030 (39%)
TOTAL INCIDENTES	14,3 (100%)	1.135 (48%)	2.623 (100%)

Fuente: Concawe. 1987
(*) Volumen en m^3

La información recogida corresponde a un total de 17.400 km de tubería, a través de la cual y por diversas causas, se ha producido un vertido de 39.340 m^3, con unas pérdidas de 17.032 m^3, (43,3% del vertido), observandose como dato a destacar que el mayor volumen de pérdidas (48%) se producen por terceras partes, correspondiendo el extremo opuesto a los producidos por fallos en el funcionamiento, de los que tan solo queda un 1% sin recuperar.

– **Puntos de venta** se encuentran al por mayor en los centros de distribución y al por menor en las estaciones de servicio, siendo próximo a los 6.500 el número de gasolineras distribuidas en el territorio nacional, lo que corresponde, al ser cuatro los productos a la venta, a un número estimado de depósitos enterrados de 26.000.

Para el acondicionamiento de estos depósitos enterrados desde el año 1996, en cumplimiento de la Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MI-IP04, se exige la construcción de un cubeto, o que los depósitos sean de doble pared, estando tan solo exentos de la construcción del cubeto según la normativa, si se encuentra en suelo no urbano, en ausencia de agua y cuando el entorno del terreno lo permita, circunstancias que deberán ser justificadas en el proyecto. En este mismo ITC se determinan la construcción de arquetas estancas para recoger pequeños derrames que se produzcan en el llenado de depósitos, redes de drenaje, separadores de grasa, etc.

Dado el poco periodo de tiempo en que se viene aplicando este ITC, son numerosos los depósitos enterrados en estaciones de servicio que todavía no disponen de cubeto o doble pared, y siguen con pared simple de chapa de acero, protegidos por 50 cm de arena silícea sobre la que reposan. Por ello, aunque puede darse la circunstancia y de hecho se ha dado, de que se produzcan fugas que se acumulan en la zona no saturada y avanzan a baja velocidad hacia niveles de agua, es necesario señalar que al tratarse de puntos de ventas, en general se lleva un control de las entradas/ventas y por tanto un control de los líquidos, con lo que una fuga de cierta importancia en cuanto a volumen, no sería difícil de detectar.

– **Instalaciones de uso propio**, situadas en comunidades de viviendas almacenando gasóleo para calefacción y agua caliente, hoteles, hospitales, depósitos de combustibles de pequeñas industrias, cooperativas de transporte, agrícolas, etc. donde los controles del combustible que se quema es prácticamente inexistente, y por lo tanto el riesgo de que tengan fugas y éstas no se detecten hasta que se produzca alguna afección al medio, es muy elevado.

El número de depósitos se puede estimar en los 300.000, siendo regulados, desde abril de 1998, por la ITC MI-IP03 "instalaciones petrolíferas de uso propio", que recoge la posibilidad de adaptación de las instalaciones existentes con anterioridad, a las prescripciones establecidas, o la obligación de someterse a revisiones e inspecciones en función del año de su puesta en funcionamiento, para aquellas que no cumplan las especificaciones a la entrada en vigor de la norma.

Como resumen de la problemática planteada por los depósitos enterrados, hay que señalar que desde el punto de vista de las aguas subterráneas, aunque cualquiera de los almacenamientos podría ser susceptible por acondicionamiento inadecuado, falta de mantenimiento, accidente, etc, de producir un deterioro en su calidad natural, son las instalaciones de uso propio y las estaciones de servicio las que están dando lugar a un mayor número de casos de contaminación por dos razones fundamentales: la primera estadística al existir un elevado número de depósitos en ambas y la segunda por los escasos controles de instalación, especialmente en los casos de almacenamientos para uso propio.

Por ello es del máximo interés avanzar en el conocimiento del estado de conservación en la que se encuentran las instalaciones con depósitos enterrados y de la hidrogeología de su localización, para que complementada con redes de control específicas permita llegar a valorar el riesgo que sobre las aguas subterráneas podría llegar a representar el desarrollo de esta actividad tan numerosa y dispersa por la geografía española.

ACTUACIONES FUTURAS

La conservación de la calidad del agua subterránea debe regirse por el principio de prevención de la contaminación, estableciendo el marco legal y administrativo que limite el vertido incontrolado y las instalaciones de actividades peligrosas sin las debidas medidas de seguridad, al presentar las medidas de recuperación, aunque factibles, gran complejidad técnica y suponer un elevado coste.

Las primeras actuaciones que se deben plantear para controlar la calidad de las aguas subterráneas, requieren de mejores sistemas de vigilancia que permitan determinar la existencia de procesos de contaminación, su intensidad, extensión, tipo de compuestos, causantes del entorno y de estudios concretos relativos a la vulnerabilidad de los acuíferos sobre los que se sitúan o van a situar actividades potencialmente contaminantes como son los vertederos y los depósitos enterrados.

Como consideración final hay que mencionar el gran marco de actuación que supone el enfoque integrado en la lucha contra la contaminación que recoge por primera vez la Directiva 96/61/CE sobre prevención y control integrado de la contaminación (IPPC), al tener como objetivo el de plantear una solución global a los problemas ambientales del agua, aire, suelo y residuos mediante un planeamiento correcto desde el origen. En esta norma se propone la coordinación plena en la concesión de permisos de instalaciones, debiendo contener toda autorización las condiciones necesarias para garantizar el cumplimiento de los requisitos previstos por la Directiva que regula en detalle estas condiciones partiendo de lo que denomina BATs (mejores técnicas disponibles) y normas de calidad ambiental; el permiso deberá establecer los valores límites de las emisiones que puedan

ser emitidas en cantidades significativas, habida cuenta su naturaleza y el potencial de traslado de un medio a otro (suelo, agua..), incluyéndose en caso necesario medidas para proteger el agua subterránea y para la gestión de los residuos generados. Esta Directiva deberá ser traspuesta por cada estado miembro a su ordenamiento interno en los tres años siguientes de su entrada en vigor en octubre de 1996.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CONCAWE (1987). Methods of prevention, detection and control of spilleges in west european oil pipelines.

DIRECTIVA 96/61/CE, sobre Prevención y Control Integrado de la Contaminación.

DIRECTIVA (propuesta modificada) COM (98) 189 final, relativa al vertido de residuos.

FERNÁNDEZ RUIZ, Mª de L. (1995). La protección de la calidad de las aguas subterráneas frente a fuentes de contaminación difusas y puntuales: evolución y actuaciones. Implicaciones en la ordenación del territorio. Jornadas sobre las aguas subterráneas en la Ley de aguas española: un decenio de experiencia. Murcia, 1995. AIH (GE) pp. 255-265.

LEY 10/1998 DE RESIDUOS DE 21 DE ABRIL DE 1998.

MEDIO AMBIENTE EN ESPAÑA (1996). Ministerio del Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Centro de Publicaciones. 285 pp.

REAL DECRETO 2201/1995 DE 28 DE DICIEMBRE. ITC MI-IP04. Instalaciones fijas para la distribución al por menor de carburantes y combustibles petrolíferos en instalaciones de venta al público.

REAL DECRETO 1427/1997 DE 15 DE SEPTIEMBRE. ITC MI-IP03. Instalaciones petrolíferas para uso propio.

SUELOS CONTAMINADOS (1997). Instituto Tecnológico Geominero de España. Centro de Publicaciones. 235 pp.

CONFERENCIA N.3.2: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR VERTEDEROS Y DEPÓSITOS ENTERRADOS EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA INVESTIGACIÓN

HERRÁEZ SÁNCHEZ DE LAS MATAS, Isabel*

(*) Profesora Titular de Universidad. Dpto. de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Fac. Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Cantoblanco (MADRID)

RESUMEN

La contaminación de las aguas subterráneas debida al emplazamiento de vertederos y depósitos enterrados presenta tres facetas a la hora de abordar su estudio desde el punto de vista de la investigación: Estudio previo a la ubicación del vertedero, que requiere una caracterización de la zona para la elección del emplazamiento; Estudio del estado en que se encuentran las aguas subterráneas durante el periodo operacional del vertedero y Estudio del seguimiento y control de la posible afección al entorno una vez se ha clausurado la instalación.

Estas tres facetas requieren la obtención de información que permita evaluar la situación en la que se encuentran las aguas subterráneas de la zona antes, durante y tras la clausura de la instalación. Como datos básicos y fundamentales para definir esta caracterización se precisan: Inventario de puntos de agua; profundidad del nivel saturado; parámetros hidráulicos (permeabilidad, porosidad, almacenamiento); obtención del balance hídrico para cálculo de escorrentía y de infiltración; caracterización de la calidad natural del agua y su alteración debida a la existencia del vertedero; modelos de flujo y de calidad para establecer el funcionamiento a corto, medio y largo plazo.

La situación actual en España en cuanto al vertido de residuos sólidos urbanos y emplazamientos en el subsuelo se podría definir como "la utilización de la figura del vertedero controlado sin la correspondiente instalación que requiere tal tipo de vertedero". Las instalaciones existentes actualmente en la mayoría de las Comunidades Autónomas (MIMAM, 1996a), que reciben residuos sólidos urbanos se definen como vertederos controlados. Esta definición requiere una serie de características técnicas muy particulares que en la gran mayoría de los casos no existen y que son la causa de la generación de los posibles problemas de contaminación de las aguas subterráneas.

En esta ponencia se presentan las características que deben ser consideradas y los estudios pertinentes que han de realizarse antes, durante y después de la existencia de un vertedero en relación con los problemas medioambientales sobre las aguas subterráneas.

Palabras Clave: *Vertederos, características hidrogeológicas, emplazamientos de residuos, vertederos controlados, clausura de vertederos, control de vertederos.*

INTRODUCCIÓN

Hasta el momento la eliminación de residuos mediante el vertido en superficie o enterrado en el subsuelo no se ha llevado a cabo adecuadamente por la falta de unas exigencias legales de clara aplicación.

La Ley 42/1975, de 19 de noviembre, sobre desechos y residuos sólidos urbanos, atribuía a los Ayuntamientos la tarea de hacerse cargo de los residuos sólidos urbanos e indicaba las características que estos debían cumplir. Esta ley no fue nunca aplicada con todo rigor. Recientemente (22 de abril de 1998) se ha aprobado la Ley 10/1998 sobre Residuos, que ha derogado la anterior legislación. Esta Ley prevé la elaboración de planes nacionales de residuos, que resultarán de la integración de los respectivos planes autonómicos de gestión, y admite la posibilidad de que las Entidades locales puedan elaborar sus propios planes de gestión de residuos urbanos.

Esta reciente Ley no indica cómo debe realizarse la eliminación de los residuos quedando pendiente la definición de la gestión de los residuos desde un punto de vista práctico, es decir, desde sus distintos tratamientos y las características de estos. Existe una propuesta recogida por la Comisión Europea en su Directiva COM(97) 105 final, DOCE 24/5/97, relativa al vertido de residuos en la que se indican los aspectos operativos de dicho proceso, directiva que no ha sido ratificada.

Esta propuesta de la Comisión Europea exige: la realización de estudios hidrogeológicos; la definición de la permeabilidad del terreno en donde se ubique el vertedero; y la protección de las aguas subterráneas y superficiales mediante barreras geológicas, revestimientos e impermeabilizaciones que cumplan unos requisitos de permeabilidad y espesor cuyo efecto combinado, de acuerdo con los tipos de residuos, evite la contaminación de las aguas.

Los problemas asociados al emplazamiento de residuos en el terreno, tanto superficial como subterráneamente, y su interacción con el medio hídrico presentan dos aspectos principales en relación con la estanqueidad y la estabilidad del residuo ante el medio circundante. Para lograr estos dos objetivos se precisa obtener una serie de datos y plantear un conjunto de medidas que favorezcan, mejoren y garanticen estos aspectos. Entre los datos imprescindibles están las características geológicas, las hidrogeológicas y las hidrogeoquímicas del emplazamiento (Herráez, 1981).

Entre las medidas a plantear se encuentran: medidas constructivas que aseguren la estanqueidad y estabilidad; medidas de control que permitan detectar la estabilidad y posibles faltas de estanqueidad y por tanto fugas; medidas de seguridad y planes de emergencia para evitar posibles condiciones adversas (tormentas, inundaciones, crecidas, roturas de diques, estabilidad del terreno, fugas incontroladas, riesgos sísmicos, incendios).

Los problemas de contaminación de las aguas subterráneas debidos a la existencia de vertederos se deben fundamentalmente a la falta de concienciación sobre la importancia que tiene la adqui-

sición de estos datos precisos del medio donde se ubicará el vertedero y de las medidas a establecer para dotar al emplazamiento de las condiciones necesarias para eliminar posibles problemas de contaminación.

Los estudios hidrogeológicos relacionados con la instalación de vertederos deben contemplar varias facetas. Por una parte está la caracterización de la zona de vertido previa a la construcción; por otra parte están los aspectos relacionados con la propia construcción y explotación del vertedero y finalmente ha de tenerse en cuenta el sellado y clausura del vertedero. Cada una de estas fases precisa de estudios geológicos-hidrogeológicos que avalen y fundamenten las condiciones en las que se va a efectuar la actuación correspondiente.

Estos estudios hidrogeológicos en general son omitidos por negligencia, ignorancia, o por sobrevalorar las medidas ingenieriles a establecer frente a las propias condiciones naturales del entorno.

ESTUDIOS PREVIOS DEL EMPLAZAMIENTO

A la hora de establecer un emplazamiento para el almacenamiento de residuos (en principio esto es válido para cualquier residuo) es preciso realizar los estudios relacionados con la idoneidad del emplazamiento.

En el proceso de selección de las zonas adecuadas para el emplazamiento del vertedero se han de tener en cuenta en primer lugar las características hidrogeológicas de los materiales, que en un primer paso permiten identificar todas las zonas que no sean favorables para dicho emplazamiento.

En un segundo paso y con objeto de delimitar las zonas favorables se ha de considerar la litología, las características climáticas del área, la red de drenaje superficial y los accesos.

Los estudios geológicos a abordar en la fase de caracterización y elección del emplazamiento requieren tener en cuenta cuatro aspectos fundamentales:

1) Caracterización geológica en la cual es preciso identificar tanto superficial como subterráneamente los materiales existentes y su estructura. Es de suma importancia efectuar el estudio de fracturación y diaclasado, para establecer el grado de alteración en que se encuentra la roca. Además de la actividad sísmica que pueda existir en la zona.

   En esta caracterización se hace necesario contar con la descripción de los materiales mediante obtención de testigos y de muestras inalteradas, a partir de sondeos mecánicos. Además sobre las muestras se realizarán determinaciones in situ y en laboratorio tales como: densidad, humedad, granulometría, índices de plasticidad, ensayos de penetración, corte directo, granulometría, ensayos de permeabilidad de Lugeon y Lefranc.

2) Caracterización hidrogeológica. Es imprescindible realizar un estudio hidrogeológico que contemple: inventario de puntos de agua; situación de los niveles de agua; características de

la zona no saturada; establecimiento del sistema de flujo del agua subterránea y cálculo de velocidades de flujo; identificación de las zonas de recarga y descarga; existencia de manantiales y su funcionamiento; conexión acuífero-río; establecimiento del balance hídrico, de los volúmenes de escorrentía y de infiltración que pueden originarse en la zona; distancia a las captaciones y surgencias de agua dentro de la zona del emplazamiento.

De todos estos parámetros el balance hídrico, la permeabilidad y el espesor de los materiales existentes en el vaso del vertedero deben cumplir los requerimientos señalados en el Anexo I de la Directiva COM(97) 105 final.

En esta caracterización se precisa realizar un estudio hidrogeológico clásico basado en los puntos de agua existentes y en la realización de sondeos con instalación de piezómetros. Es importante que los sondeos mecánicos realizados para la caracterización geológica sean equipados como piezómetros hasta el momento de la construcción del vaso del vertedero; debiendo sellarse debidamente los ubicados en el propio vaso del vertedero.

3) Caracterización hidrológica-geomorfológica. Definición de las zonas con problemas de inundación; de las zonas con problemas de drenaje; de las zonas de mejor estabilidad y de las zonas de menor visibilidad en cuanto a la ubicación del vertido. Establecimiento de zonas protegidas en cuanto a la distancia a recursos hídricos utilizables (cauces, embalses, pozos). Identificación de zonas con riesgos de deslizamientos, estabilidad de taludes y presencia de humedades. Caracterización de las formas del relieve natural con vistas a la fase de recuperación final del vertedero una vez clausurado.

   En esta caracterización debe realizarse una fotointerpretación detallada y una revisión en campo con la identificación de las zonas que presentan cada una de las diferentes situaciones.

4) Caracterización hidrogeoquímica. Es preciso caracterizar la composición química del agua natural de la zona, en esta primera fase de estudios, para tener referencia en cuanto a las actuaciones de control y seguimiento a llevar a cabo un vez el vertedero esté en explotación o se encuentre en la fase de clausura y sellado (Herráez et al., 1993).

   Para esta caracterización se utilizarán los puntos de agua existentes, además de los piezómetros instalados para los estudios geológicos-hidrogeológicos. La caracterización hidrogeoquímica en principio puede realizarse con el establecimiento de mapas de distribución de parámetros de fácil obtención, pH, conductividad eléctrica, cloruros y/o sulfatos. Además se tomarán muestras para análisis completos en aquellos puntos que se encuentren en el entorno próximo al vertedero y que puedan ser utilizados en las fases posteriores como puntos de referencia y control.

   La Directiva Comunitaria recoge en el Anexo III los procedimientos de control y vigilancia señalando como mínimo dos puntos de control para aguas superficiales y tres puntos de control para aguas subterráneas. Esto sería el número mínimo, en vistas a un seguimiento y control, pero es más adecuado en la fase de caracterización previa de la zona contar con un número de datos sobre los que establecer una estadística.

ESTUDIOS DURANTE LA CONSTRUCCIÓN/INSTALACIÓN DEL VERTEDERO

Durante la construcción/instalación del vertedero los estudios a realizar consistirán en el control de las obras y sobre todo en la impermeabilización y drenaje del vaso del vertedero.

Los problemas de contaminación de aguas subterráneas relacionados con la presencia de vertederos proceden fundamentalmente de una mala instalación del vertedero en cuanto a sus características constructivas.

Cualquier zona ,en principio, que no tenga riesgos geológicos evidentes, puede ser adecuada para el emplazamiento de residuos, previamente realizada una instalación acorde con las características que se han definido en el estudio previo del emplazamiento.

La construcción de un vaso de vertido constituye en sí una obra de ingeniería que puede llegar a paliar, aunque no siempre, las faltas o carencias del terreno natural.

Un vertedero para asegurar sus dos condiciones fundamentales de estanqueidad y estabilidad debe realizarse de forma que el terreno sobre el que se asiente tenga una baja permeabilidad, no exista agua y por tanto se favorezcan los dos aspectos indicados.

La existencia de materiales de baja permeabilidad puede presentarse naturalmente o puede ser complementada o incluso generada mediante barreras impermeables. La Directiva Comunitaria en su Anexo I recoge los siguientes requisitos: que la permeabilidad de los materiales sea inferior a 10^{-9} m/s y con un espesor mayor o igual a 1 m, para vertederos de residuos sólidos urbanos. En caso de no alcanzar estas condiciones la barrera natural podrá complementarse y reforzarse mediante barreras artificiales con una permeabilidad menor a 10^{-9} m/s y un espesor no menor de 0,5 m.

La no existencia de agua se debe establecer previamente en la elección del emplazamiento. En caso de no ser posible la ubicación del vertedero en zonas sin presencia de agua debe realizarse su eliminación mediante sistemas de drenaje o de bombeo que se diseñarán y ejecutarán en base a un estudio hidrológico detallado.

La estabilidad se verá favorecida si no existen materiales con capacidad de deslizamiento, es decir no hay diaclasas que favorezcan dicho proceso, ni exista agua que actúe de lubricante, ni arcillas expansivas. Estas características también se pueden mejorar mediante sistemas de contención, drenaje y anclaje, es decir mediante la construcción adecuada del vaso del vertedero.

Para llevar a cabo esta construcción del vaso de vertido se requiere tener en cuenta aspectos como:

- Excavación del vaso
- Preparación del terreno
- Impermeabilización
- Sistemas de aislamiento de posibles entradas de agua desde el entorno.
- Sistemas de drenaje del agua de escorrentía
- Sistemas de drenaje de lixiviados y de gases

- Sistemas de recogida de lixiviados y su tratamiento
- Sistemas de control de fugas de lixiviados
- Sistemas de control en el entorno del vertedero

Los sistemas de impermeabilización, aislamiento y drenaje son los que requieren una mayor atención y cuidado a la hora de su instalación, puesto que son el punto clave de posibles problemas posteriores relacionados con la contaminación de las aguas subterráneas.

La impermeabilización debe realizarse con materiales de permeabilidad menor de 10^{-9} m/s y con un espesor de al menos 1 m, si es una barrera natural, o de no menos 0,5 m si es una barrera artificial, según la Directiva Comunitaria.

El drenaje debe realizarse mediante una red de recogida de lixiviados diseñada de forma que no tenga pérdidas y que durante su funcionamiento no sufra obstrucciones y/o roturas. Sería conveniente establecer un sistema de doble drenaje separado por geomembranas impermeables de forma que el segundo drenaje actúe como un sistema de control de posibles fugas de lixiviados.

La Directiva Comunitaria respecto al sistema de drenaje recoge en su Anexo I que "además de las barreras geológicas deberá añadirse un sistema de impermeabilización y de recogida de lixiviados que garantice que la acumulación de lixiviados en la base del vertedero se mantiene en un mínimo". Este drenaje se realizará mediante un revestimiento de impermeabilización artificial y una capa de drenaje de espesor mayor o igual a 0,5 m, dejando a los Estados Miembros la definición de las características de los medios técnicos a utilizar.

A la vista de estos requerimientos, los problemas de contaminación son problemas asociados a costes de instalación. Muchas de las medidas correctoras que son necesarias realizar se ven sustituidas o eliminadas por los costes iniciales que suponen.

El mal funcionamiento de gran número de vertederos y los problemas relacionados con fugas de lixiviados se deben, generalmente, a deficiencias en la construcción de los sistemas de impermeabilización y de drenaje. Esto supone además problemas posteriores en el control y seguimiento del vertedero. Los recortes presupuestarios en la construcción de un vertedero llevan asociados gastos en actuaciones posteriores que son comparativamente más costosos que el ahorro inicial obtenido.

ESTUDIOS DURANTE LA EXPLOTACIÓN DEL VERTEDERO

Durante esta fase es imprescindible llevar a cabo un control y seguimiento de la instalación de forma que no se produzcan problemas de generación, acumulación y fugas de lixiviados así como de estabilidad de la masa del vertido.

Las medidas que minimicen el volumen de residuos (mediante la compactación, según el sistema de tratamiento del residuo a efectuar) generarán una menor permeabilidad del residuo y la cubrición periódica con materiales de baja permeabilidad evitará la entrada de agua en las plataformas de vertido con la consiguiente reducción del volumen de lixiviados. Además la recogida de

los posibles lixiviados existentes sobre las plataformas de vertido y su extracción evitará problemas de acumulación y de fugas (Carreras et al., 1994).

La Directiva Comunitaria sobre este aspecto recoge en su Anexo I que "si la autoridad competente, tras examinar los posibles peligros para el medio ambiente, considerase que la prevención de formación de lixiviados es necesaria, podrá prescribir una impermeabilización superficial mediante una capa de drenaje de gases, una capa mineral impermeable, una capa de drenaje de espesor mayor o igual a 0,5 m y una cobertura superior de tierra de espesor mayor o igual a 1 m".

El vertido debe efectuarse creando plataformas con taludes estables evitándose así problemas de deslizamientos y acarcavamientos debido a las aguas de escorrentía en periodos de fuertes precipitaciones. El estudio de la estabilidad del vertido se debe realizar mediante la caracterización geotécnica y la modelización de la estabilidad de forma que se obtenga el diseño de los taludes, la compactación, los drenajes a efectuar y los puntos de control a establecer.

En esta fase es necesario llevar a cabo un seguimiento y control de los sistemas de explotación que tengan relación con:

1) Control de los sistemas de compactación y de los materiales con los que se realiza la cubrición periódicamente.
2) Establecimiento de los balances de agua sobre el vertedero con el cálculo de entradas y salidas de posibles lixiviados.
3) Medida de volúmenes de lixiviados recogidos y de escorrentía tanto en cunetas perimetrales como en drenes.
4) Control y seguimiento de niveles de agua dentro de la masa del vertido y en el entorno.
5) Caracterización del lixiviado y evolución temporal de su composición para definir posibles entradas o aportes de diferentes características.
6) Control y seguimiento de la calidad del agua superficial y subterránea en el vertedero y en el entorno.
7) Control y seguimiento de la estabilidad del conjunto vertedero-substrato mediante la instalación de equipos de medida.

Para llevar a cabo este seguimiento es preciso contar con la instalación de pozos de recogida de lixiviados y de arquetas de medida en la red de drenaje instalada. Además es necesario establecer una red de control mediante instalación de piezómetros tanto sobre el vertedero como en el entorno del mismo. La instalación de los piezómetros en el vertedero deberá realizarse perforando solo la masa de residuos y evitando la penetración en el substrato para que los propios piezómetros no constituyan vías de acceso directo de los lixiviados.

Para asegurar la estabilidad de los residuos se instalarán inclinómetros, en los puntos seleccionados a la vista de los estudios de estabilidad, de forma que sirvan de control de posibles movimientos tanto de deslizamiento como de asentamiento.

ESTUDIOS A REALIZAR EN LA FASE DE CLAUSURA Y SELLADO

Un plan de clausura y sellado de un vertedero debe contemplar, no solamente la impermeabilización superficial del vertedero para evitar la entrada de agua sobre el residuo sino además la eliminación de los problemas relacionados con posibles fugas de lixiviados, la acumulación del agua en la masa de residuos y los problemas de estabilidad de taludes. En este plan se han de proponer por tanto medidas de contención, aislamiento y/o extracción de lixiviados según el caso concreto.

Es de vital importancia una vez efectuadas las instalaciones pertinentes para paliar los problemas observados vigilar que no se produzcan fugas y que no se aprecien variaciones en los niveles de agua que pudieran alterar la estanqueidad y estabilidad de los residuos.

En esta etapa es imprescindible el control periódico de las posibles fugas de lixiviados mediante:

1) Establecimiento de una red de control de niveles de agua y de calidad tanto de aguas superficiales como de aguas subterráneas.
2) Establecimiento de mediciones de estabilidad de la masa de residuos y de extracción de gases y lixiviados si aún existen.
3) Detección y vigilancia de posibles problemas.
4) Medidas de seguridad y planes de emergencia.

Los vertederos sellados pueden causar mayores problemas que los vertederos en explotación, ya que una vez sellados caen en el olvido y no existen medidas de seguimiento y control que se mantengan en el futuro (MIMAM, 1996b).

Es preciso obligar, a la hora de efectuar la clausura de un vertedero, a que se haga el estudio hidrogeológico e hidrogeoquímico del entorno y a establecer una red de control de niveles y calidad del agua que se mantenga operativa durante 50 años, como indica la Directiva Comunitaria (artículo 10). Además es preciso que a la hora de plantear la recuperación de la zona se realice una recuperación del medio hídrico tanto superficial como subterráneamente y se eliminen las afecciones causadas por el vertedero (Fernández-Serrano et al., 1992).

Todos estos estudios deberían tenerse en cuenta en cada fase de establecimiento de un vertedero pero por desgracia la mayoría de las veces, sino siempre, se omiten. Primero se prescinde de los estudios de caracterización del emplazamiento, por supuesto posteriormente se ignora la necesidad de impermeabilizar y drenar el vertedero y por último cuando surgen los problemas de fugas y de estabilidad del vertido se decide la clausura contemplando única y exclusivamente un lavado de imagen externa y para nada acometiendo las instalaciones necesarias para evitar los problemas futuros que puede tener la clausura de ese vertedero que no fue impermeabilizado, que después no fue drenado y por último se ha clausurado. Con todas estas actuaciones se ha olvidado una de las facetas más importantes en cuanto a los estudios de contaminación de las aguas subterráneas, la instalación de una red de control y un plan de seguimiento que proteja la zona de posibles fugas futuras de lixiviados.

CONCLUSIONES SOBRE ESTA PROBLEMÁTICA

Los estudios de investigación relacionados con la afección generada por los vertederos tratan de abordar aspectos sobre: la propagación de contaminantes en torno a los vertederos; los procesos de atenuación y retención a su paso por la zona no saturada; las características y evolución de los lixiviados y su interacción con el medio; los aspectos sobre generación de lixiviados y establecimiento de balances hídricos sobre el vertedero; obtención de datos sobre la permeabilidad, compactación y comportamiento hidráulico de los residuos; la utilización de modelos de flujo y de transporte que requieren previamente de la definición de las características hidráulicas, químicas y de comportamiento de los lixiviados en el vertedero y en el entorno.

Todos estos estudios requieren de la existencia de puntos de control para adquisición de datos tanto hidraúlicos, como hidrogeoquímicos que estén ubicados en el vertedero a estudiar y/o en las proximidades del mismo y que tengan las características adecuadas para que los datos sean fiables. Este es uno de los mayores inconvenientes con los que se encuentran los estudios de investigación: la falta de puntos de observación en el propio vertedero y fuera de él para la obtención de información.

Como hemos comentado anteriormente la ubicación de un vertedero, en contadas ocasiones cuenta con un estudio hidrogeológico previo a la instalación y mucho menos con la realización de sondeos e instalación de piezómetros de control para las fases siguientes de construcción, explotación y por último clausura y sellado.

La no existencia de una red de control en el entorno de los vertederos impide la realización de estudios sobre el comportamiento de los mismos y la mayoría de los trabajos se realizan en base a los puntos de agua accesibles existentes en la zona, que en la mayoría de los casos no reúnen las condiciones adecuadas.

Esta falta de datos es no solamente notoria en los vertederos en funcionamiento, sino también y con mayor frecuencia en los vertederos clausurados en los que parece que ya no van a existir problemas y se quiere echar tierra sobre el asunto (MIMAM, 1996b).

El estudio de investigación entorno a los vertederos sellados requiere a veces técnicas indirectas para la definición de los límites del propio vertido, como es la realización de sondeos eléctricos verticales, para poder establecer sus contornos.

La obtención de datos en estos vertederos se ve muy entorpecida por la propia administración/entidad que ha llevado a cabo el sellado ya que asegura que no hay problemas de contaminación pues el vertedero está "mineralizado". Esta aseveración tiene poco de realidad y así en estudios realizados sobre vertederos clausurados se han obtenido datos que indican que este proceso no es cierto.

La existencia en la actualidad de un gran número de vertederos clausurados y sellados (podría cifrarse en aproximadamente uno por municipio de más de 5000 habitantes) en toda España y en condiciones en la mayoría de los casos totalmente inadecuadas en relación con los problemas de contaminación de las aguas subterráneas, hace pensar en la gran cantidad de problemas que pueden estarse produciendo en el entorno de dichos vertederos.

Sería deseable que se llevara a cabo una revisión de los vertederos sellados de mayor importancia y se realizara un esfuerzo por estudiar los problemas de contaminación que están ocasionando.

Además es totalmente inadmisible que se sigan sellando vertederos simple y llanamente sin efectuar un estudio de la afección a las aguas subterráneas y sin el establecimiento de redes de control en su entorno que impiden posteriores estudios de control y reconocimiento.

La Directiva Comunitaria indica que no podrán seguir funcionando los vertederos que no reúnan las condiciones adecuadas dentro de un plazo de cinco años a partir de la entrada en vigor de la directiva. Este cierre deberá realizarse de acuerdo con lo indicado en el artículo 13 de la Directiva y sobre todo en lo referente a las aguas subterráneas el punto cuarto de dicho artículo indica "la entidad explotadora será responsable de la vigilancia y análisis de los gases y los lixiviados del vertedero y del régimen de aguas subterráneas en las inmediaciones del mismo, conforme a los dispuesto en el Anexo III".

Pero mientras no entre en vigor esta Directiva y pasen cinco años es de dudar que se contemple la instalación de puntos de control (como mínimo dos para aguas superficiales y tres para aguas subterráneas) y el seguimiento periódico semestralmente, tras la clausura, como indica la Directiva durante 50 años.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARRERAS, N; SÁNCHEZ, D.M.; SÁNCHEZ, M.; QUEJIDO, A.; DORRONSORO, J.L.; FERNÁNDEZ-SERRANO, M.E.; HERRÁEZ, I. (1994). *Estudio de la incidencia del vertedero de RSU de la ciudad de Madrid (Valdemingómez) en las aguas de su entorno. Importancia de su ubicación.* Solid and liquid wastes. ANQUE. V.1, pp.111-118.

DORRONSORO, J.L.; CARRERAS, N.; SÁNCHEZ, D.M.;QUEJIDO, A.;SÁNCHEZ, M.; HERRÁEZ, I.; FERNÁNDEZ, M.E. (1996). *Estudio de la influencia del vertedero de RSU de Pinto (Comunidad de Madrid) en su entorno.* Revista Técnica. Residuos, n.31, pp.36-40.

FERNÁNDEZ-SERRANO, M.E.; HERRÁEZ, I.; SÁNCHEZ LEDESMA, D.M.; QUEJIDO, A. ; SOLANA, M.L. (1992). *Polluted compounds generated at the municipal solid waste landfill fourteen years after its closure.* International Symp. on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Venetia, pp.499-502.

HERRÁEZ, I. (1981). *Factores condicionantes de la contaminación de las aguas subterráneas por vertidos sólidos urbanos en el área Metropolitana de Madrid.* I Jornadas sobre análisis y evolución de las aguas subterráneas en España, CIHS, v.1, pp.263-269..

HERRÁEZ, I.; FERNÁNDEZ-SERRANO, M.E.; SÁNCHEZ-LEDESMA, D.M.; QUEJIDO, A.; CARRERAS, N.; DORRONSORO, J.L. (1993). *Variaciones hidrogeoquímicas en el entorno de un vertedero de residuos sólidos urbanos.* V Congreso de Geoquímica. Soria, pp. 270-275.

MINISTERIO MEDIO AMBIENTE - MIMAM (1996a). *Medio Ambiente en España.* Serie Memorias. Dirección General de Calidad Ambiental y Evaluación Ambiental.

MINISTERIO MEDIO AMBIENTE - MIMAM (1996b). *Actuaciones en infraestructuras para la gestión de residuos sólidos urbanos.* Serie monografías. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental.

LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS. MOA. HOLGUÍN. CUBA

RODRÍGUEZ PACHECO, Roberto L.*, y CANDELA LLEDÓ, Lucila****

(*) Instituto Superior Minero Metalúrgico. Las Coloradas, s/n. Moa. Holguín 83320 CUBA
(**) Departamento de Ingeniería del Terreno y Cartográfica. ETSICCP-UPC Gran Capitán, s/n. Módulo D-2. 08034 BARCELONA

RESUMEN

En el acuífero aluvial del Río Moa, se ha detectado la presencia de concentraciones elevadas de sulfatos, níquel, cromo, manganeso e hierro, como consecuencias de la recarga inducida de las aguas que lixivian los residuos mineros almacenados en una presa de almacenamiento de esteriles sobre las terrazas del río. Las aguas pasan de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas con una mineralización que varía entre 200 a 6000 mg/l y se aprecia una mezcla de las aguas del acuífero con las aguas del residuo. La salinidad del acuífero y la concentración de los principales contaminantes (Cr, Mn, Ni, Fe) aumenta hacia la presa de esteriles. En la actualidad los valores de contaminación detectados en los pozos de abastecimiento no son alarmantes, pero en el área aledaña se observa un incremento considerable, debido en parte al crecimiento continuo de los volúmenes de residuos vertidos y la influencia de las condiciones climáticas del territorio.

Palabras Clave: *Cuba, metales pesados, aguas subterráneas, contaminación residuos mineros.*

1. INTRODUCCIÓN

En algunas regiones de todas las actividades antrópicas que afectan al medio ambiente es la minería la que provoca mayor efecto contaminante sobre las aguas superficiales y subterráneas, seguida de la agricultura. La industria minera genera un gran número de problemas medioambientales, entre los que merecen destacarse, la contaminación de las aguas subterráneas por drenaje de aguas ácidas y lixiviado de las minas y las escombreras de residuos mineros ricos en metales pesados. Generalmente la acumulación de estos residuos en las escombreras y presas de esteriles se realiza sobre la superficie del terreno provocando una variación de las condiciones hidrogeológicas locales. El agua del residuo, al elevar el nivel freático y consecuentemente las condiciones de recar-

ga y flujo, provocan el desarrollo de un gran numero de procesos y reacciones químicas de los diversos contaminantes modificando el equilibrio geoquímico y pueden dar lugar a procesos de oxidación/reducción, especiación/complejación, disolución/precipitación, adsorción/desorción, floculación y digestión de coloides.

En el caso del impacto ambiental de la minería, que constituye la razón de este trabajo, se han realizado importantes investigaciones sobre los efectos contaminantes provocados por el drenaje de aguas ácidas ricas en metales pesados procedentes del lixiviado de las escombreras y las presas de residuos mineros, entre los que se pueden citar a (Elberling y Nicholson, 1996, Bullkock y Bell, 1994, Aubertin *et al*, 1994, Ribet *et al.*, 1995, Zehnder 1994, Kaplan *et al*, 1995, Morin y Cherry, 1988, Candela y Rodríguez 1996, Rodríguez, *et al.*, 1998).

En este artículo se presenta la contaminación del acuífero de las terrazas del Río Moa, provocada por los residuos de una de las plantas metalúrgicas, como uno de los pasos previos al estudio del comportamiento en condiciones estáticas y dinámicas a nivel de laboratorio de los diferentes contaminantes, así como el estudio de la formación de las fisuras en residuos mineros y su influencia en el transporte preferencial de contaminantes.

2. ZONA DE ESTUDIO

La región de Holguín, situada al noreste de la Isla de Cuba, se caracteriza por una importante industria minera que explota los grandes recursos minerales de la corteza laterítica desarrollada sobre las rocas del complejo ofiolítico de Cuba. Entre ellos sobresalen los yacimientos de Ni, Co y Cr, considerados como una de las mayores reservas del mundo. La explotación de la masa mineral con un contenido medio entre el 1 y 2 % de níquel, se realiza por el método de minería a cielo abierto desde 1943, en el municipio de Mayari (Nicaro) y desde 1963 en el municipio Moa (figura 1a), siendo este ultimo el objetivo del trabajo.

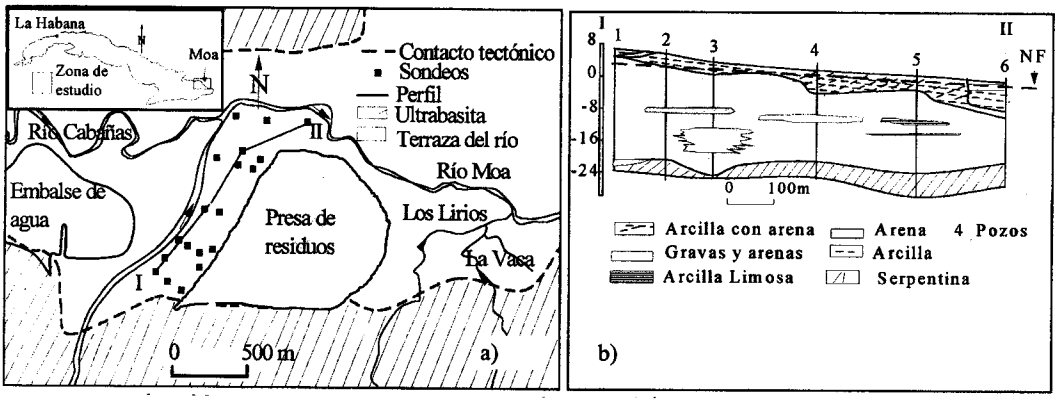


Figura 1. Ubicación geográfica. a) Mapa geológico, modificado del INRH 1983. b) Perfil geológico I-II.

Durante las tres décadas de actividad minera en el territorio han sido afectadas 1200 ha de bosques a un ritmo de 30 ha/año, se han generado unos 60 millones de toneladas de residuos actualmente acumuladas en tres balsas de residuos, a un ritmo de 5200 t/día. Además se emiten a la atmósfera un promedio de 10 t/día de polvo, 17 t/día de SO_2 y 2 t/día de SO_3. Todos estos impactos influyen de manera directa o indirecta sobre la calidad de las aguas del territorio, aunque solamente se presenta aquí la contaminación de las aguas subterráneas provocada por una de las tres escombreras de residuos existentes. El proceso metalúrgico para la extracción de níquel y cobalto se realiza mediante dos metodologías: 1) carbonato amoniacal o pirometalúrgica, de donde se obtiene oxido de níquel mas cobalto y 2) lixiviación ácida o hidrometalúrgica cuyo producto final es sulfuro de níquel mas cobalto.

El área de estudio, terrazas del río Moa, comprende unos 2 Km^2 de extensión, y está formada por los sedimentos aluviales depositados por el río Moa (figura 1b). Los límites de la misma son el propio río, la escombrera constituida por los residuos de la planta de lixiviación ácida y las rocas ultrabásicas que delimitan la terraza aluvial y forman el substrato rocoso impermeable (figura 1b). El clima es subtropical húmedo, presentando los siguientes valores medios anuales: temperatura 24,5 °C, humedad relativa 85%, 2000 mm de precipitación y 1600 mm de evaporación.

La caracterización geológica de la terraza se ha llevado a cabo a partir de 19 sondeos efectuados por el método de rotación con recuperación de testigo realizados en 1983 por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH). Durante estos trabajos se definieron dos tipos de unidades geológicas: Formación Río Macio (Holoceno) y las rocas del complejo ofiolítico del norte de Oriente de edad Cretácico, sobre la que se deposita la anterior.

Los materiales que constituyen la *formación Río Macio* están constituidos por depósitos aluviales de naturaleza detrítica (gravas, cantos rodados, arenas, arena arcillosa y arcillas), con espesor variable entre 12 y 15 m (figura 1b). La terraza se dispone sobre la base impermeable de las rocas del complejo ofiolítico formado por harzburguitas y peridotitas serpentinizadas (figura 1b).

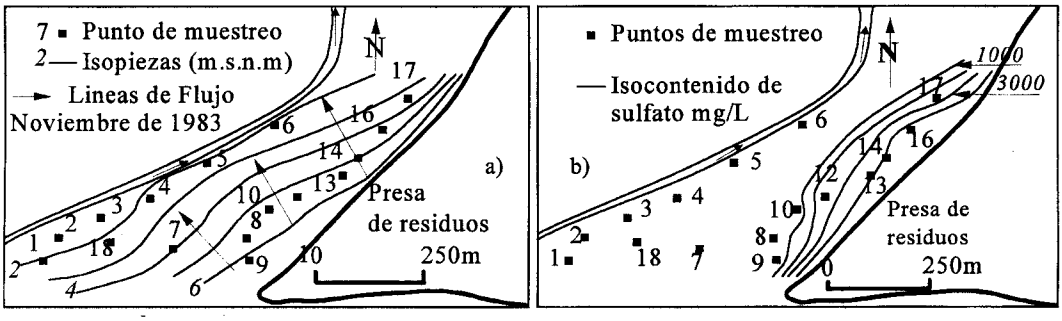


Figura 2. a) Mapa de isopiezas correspondiente a los niveles estáticos (noviembre de 1983). b) Mapa de isocontenidos de sulfato.

En la figura 2a, se ha representado el mapa de isopiezas, confeccionado a partir de los datos de medidas del nivel estático efectuados en noviembre de 1983 por el INRH, al igual que los datos de las características hidráulicas del acuífero proceden de ensayos de bombeo realizados en noviem-

bre de este mismo año. Se estima que el valor de la permeabilidad oscila entre 28 y 134 m/día y la porosidad total entre 15 y 30 %.

3. CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DE CONTAMINACIÓN

La presa está formada por los residuos de la planta de lixiviación ácida y en la actualidad presenta una altura entre 6 y 8 metros. La fábrica vierte diariamente unas 4000 t/día de residuos con un contenido medio de 30% de sólidos y 70% de líquido. La fase sólida esta compuesta por un 47% de Fe; 0,48% Mn; 0,08% Ni; 0,011% Co; 4,3% Al; 0,044% Mg; 0,042 Cu; 0,05% Zn; 1,65% Cr. La fase líquida presenta un pH de 3.5 con la siguiente composición media: 4000-4500 mg/l SO_4, 120 mg/l de Mn, 220 mg/l Mg, 530 mg/l de Ca, 36 mg/l de Na y 1.67 mg/l de Cr^{+6} (Rodríguez *et al.*, 1998).

El residuo se vierte de manera puntual en un extremo y durante el proceso de circulación de éste a través de la balsa se produce la precipitación o sedimentación de los sólidos en suspensión; un porcentaje elevado del líquido fluye por el otro extremo, hacia el río Moa. Al sedimentar los residuos sólidos están sometidos a procesos de evaporación que ocasionan su desecación, formándose macrogrietas de retracción que alcanzan entre 5-10 cm de ancho y entre 30 - 80 cm de profundidad en mosaicos de variadas dimensiones. Estas grietas facilitan la infiltración del agua del residuo y la de las precipitaciones.

Desde el punto de vista granulométrico se puede clasificar el material como un limo. Mineralógicamente esta formado por óxidos e hidróxidos de hierro y sulfato. No se ha detectado la presencia de ningún mineral del grupo de las arcillas. La permeabilidad saturada de estos residuos determinada mediante ensayos de laboratorio es del orden de 10^{-6} a 10^{-12} m/s según la porosidad, mientras que su permeabilidad no saturada varia entre 10^{-10}- 10^{-14} m/s según el grado de saturación y la porosidad (Rodríguez *et al.*, 1998), y su capacidad de intercambio catiónico es entre 6 y 8 meq/100 g de suelo.

4. CALIDAD DEL AGUA

Para evaluar la calidad de las aguas se ha contado con los análisis químicos realizados durante una campaña de muestreo efectuada en octubre y noviembre de 1996. El número total de muestras de agua analizado es de 46, siendo 32 de agua subterránea, 10 de agua superficial, 2 de agua intersticial del residuo y 2 de los residuos que vierte la fabrica a la escombrera. La determinación en el laboratorio consistió en la realización del análisis completo, turbidez y Ni, Mn, Cr y Fe.

Los valores de pH para las diversas muestras de aguas subterráneas y superficiales oscilan entre 6.7 y 8.2, la conductividad entre 200 y 7300 S/cm y la dureza entre 1.7 y 103 meq/l, situándose los valores mas elevados en los pozos cercanos a la presa.

De acuerdo con los análisis químicos obtenidos y los resultados plasmados en los diagramas de Stiff modificados (figura 3b) y los diagramas triangulares de Piper se puede comprobar que se produce una transición de las aguas del río a las del acuífero resultado de la recarga que se produce

como consecuencias de la extracción que se realiza en los pozos de abastecimiento (1 y 2) y las del acuífero a las aguas infiltradas de los residuos, pasando las aguas del acuífero de bicarbonatadas magnésicas a sulfatadas magnésicas.

En el diagrama de Piper (figura 3a) se observan dos alineaciones fundamentales: primera (I) integrada por los puntos A, 1, 2 y 18 y segunda (II) formada por el resto de las muestras, donde se puede apreciar que incluso los puntos B y C del río tienden a alinearse en la dirección principal, lo cual es una muestra de que ya en esos puntos se produce una mezcla entre las aguas del acuífero y el río.

Como se aprecia en las líneas de flujo de la figura 2a y las isolíneas de sulfato (figura 2b), la presa de residuos produce una recarga inducida de un agua cuya concentración en sales disueltas es muy elevada.

El efecto del vertido de la escombrera sobre la calidad de las aguas del acuífero a lo largo del tiempo se puede observar en la figura 4a). Desde 1975 el contenido en sulfatos del pozo 7 ha pasado de 7 mg/l valor medio en el año a 201 mg/l en 1996 (figura 4a), aunque se han registrado valores de hasta 400 mg/l. El mismo proceso se observa en el valor de la conductividad (figura 4a), como cabría esperar.

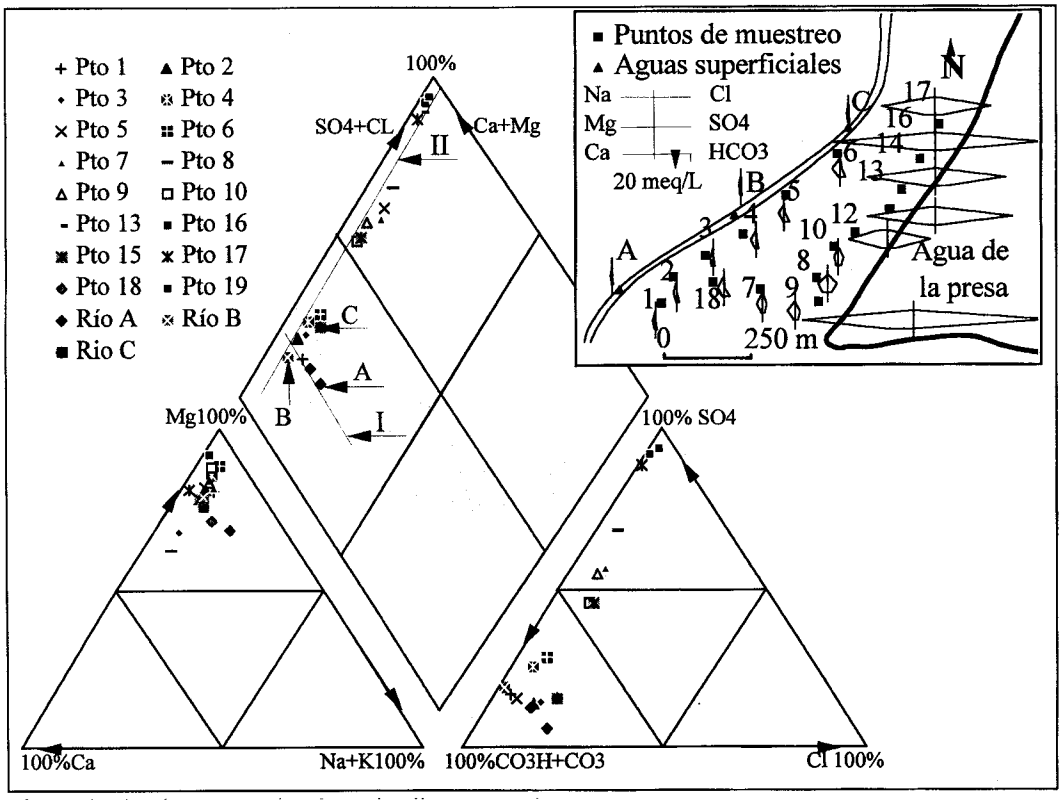


Figura 3. a) Diagramas de Piper. b) diagramas de Stiff modificados.

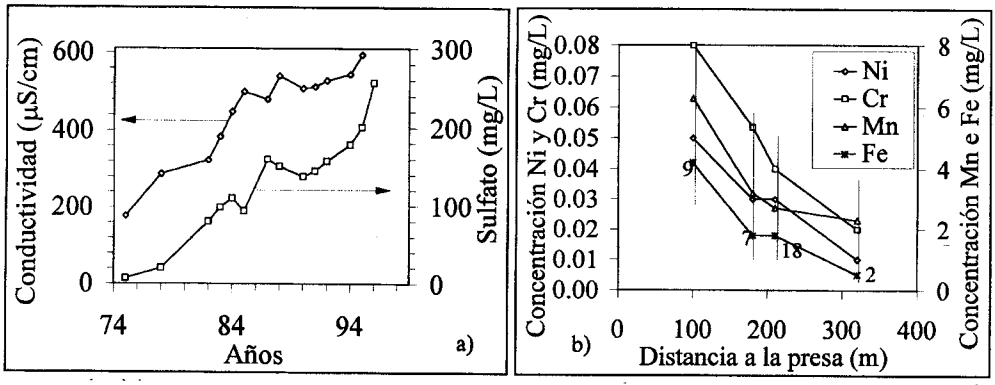


Figura 4. a) Valores medios anuales. b) Concentración de metales pesados (valores totales) de un perfil que pasa por los pozos 2, 7, 9 y 18 con profundidad de 25 m.

Respecto a los metales, interesa destacar especialmente las concentraciones de Cr, Fe, Mn y Ni, dada su asociación con la mineralización de los residuos y la geología de la zona, en la figura 4b se aprecia como la concentración de metales pesados en el acuífero aumenta en dirección a la presa. Los valores de los elementos presentan grandes rasgos de variación, siendo para el Ni entre 0,01 y 0,086 mg/l; el Mn entre 2,1 y 8,3 mg/l; el Fe^{2+} entre 0.44 y 0.035, el Fe^{3+} entre 0.1 y 0.012 y el total entre 0,02 y 5,1 mg/l y el cromo entre 0,01-1,62 mg/l.

5. CONCLUSIONES

La elevada mineralización de las aguas, la alta concentración de metales pesados y sulfatos en el acuífero aluvial de las terrazas del río Moa, así como, la existencia de un gradiente de las concentraciones de los contaminantes siempre creciente en dirección a la presa de residuos, permite deducir que la contaminación del acuífero se ha producido por la recarga del lixiviado de los residuos que forman la presa. En el proceso de lixiviado el pH de la fase líquida y su composición tienen una acción preponderante, que puede estar favorecida por la existencia de grietas de retracción en la superficie del embalse que puedan constituir vías para el desarrollo de flujo preferencial.

Conociendo que los procesos de contaminación son función de las características de la fuente contaminante y del tiempo de permanencia de los contaminantes en el medio, es previsible que la contaminación del acuífero continué aumentando a lo largo del tiempo, debido al incremento del volumen de residuos vertidos a la presa y a las condiciones climáticas de la región que favorecen la infiltración de las aguas meteóricas (precipitación elevada que se produce en cortos espacios de tiempo).

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca dentro de las investigaciones realizadas con el proyecto AMB97-859-CO2. Así mismo, se agradece al Instituto de Cooperación Iberoamericano (ICI), por el soporte económico de la beca otorgada al primer autor del trabajo.

REFERENCIAS

AUBERTIN, M. CHAPUIS, R. P., AACHIB, M., RICARD, J. F., TREMBLAY, L. Y BUSSIERE, B. (1994). Cover technology for acidi tailings. Hydrogeological properties of mining wastes. Used as capilllary barrier. First International Congress on Environmental Geotechnics. Edmonton. Canada. pp 427-432.

BULLOCK, S. E. T. Y BELL, F. G. (1994): Ground and surface water pollution at a tin mine in Transvaal, South Africa. First International Congress on Environmental Geotechnics. Edmonton. Canada. pp 441-449.

CANDELA, L. Y RODRÍGUEZ, R. (1996). Presencia de metales pesados en el acuífero de Levisa. Contribución a la hidrogeología y al medio ambiente en Cuba. Editores Fagundo, J. R. Pérez, D., Garcia, J. M., Alvarez, A. Morell, I. pp 381-388.

ELBERLING, B. Y NICHOLSON, R. V. (1996): Field determination oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research.* 32 (6): 1773-1784.

KAPLAN, D. I., BERTSCH, P. M. Y ADRIANO, D. C. (1995). Facilitated transport of contaminant metals through an acidified aquifer. *Ground Water.* 33(5):708-717.

MORIN, K. A. Y CHERRY, J. A.(1988): Fiel investigation of a small-diameter, cylindrical contaminated groundwater plume emanating fron a pyritic uranium tailings impounment. Groundwater contamination. Field methods. Editors. Collins, A. G. y Jonson, A. I. pp 416- 419.

RIBET, I., PTACEK, C. J., BLOWES, D. W, Y JAMBOR, L.J. (1995). The potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings. *Journal of Contaminant Hydrology.* 17: 239-273.

RODRÍGUEZ, R., L, CANDELA, L., LLORET, A. Y LEDESMA, A. (1998). Importancia del transporte preferencial y la formación de fisuras en residuos mineros. Progreso en la investigación en la zona no saturada. Eds. Gonzalez, A., Orihuela, D. L., Romero, E. y Garrido, R. 251-264. Huelva. España.

ZEHNDER, A., J. B. (1994). Soil and grounwater pollution. Fundamentals, risk assessment and legislation. Kluwer Academic Publichers. London. 162 p.

CONTAMINACIÓN POR LIXIVIADOS DE VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN ACUÍFEROS CARBONATADOS: VERTEDERO DE LA MINA (PROVINCIA DE MÁLAGA)

VADILLO PÉREZ, Iñaki*; CARRASCO CANTOS, Francisco*; ANDREO NAVARRO, Bartolomé*; GARCÍA DE TORRES, Amparo y BOSCH OJEDA, Catalina****

(*) Departamento de Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga
29071 MÁLAGA
(**) Departamento de Química Analítica. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga
29071 MÁLAGA

RESUMEN

El vertedero de residuos sólidos urbanos de La Mina está situado sobre los mármoles acuíferos del sector meridional de Sierra Blanca (Málaga). No está impermeabilizado en su base por lo que la infiltración del lixiviado del vertedero provoca una degradación de la calidad natural de las aguas del acuífero. El lixiviado presenta una alta mineralización (24.000 S/cm de conductividad media), debido al elevado contenido en la mayoría de sus componentes químicos y presenta una facies hidroquímica de tipo clorurada-bicarbonatada amónico-sódica. El agua de manantiales no afectados por la contaminación presenta una mineralización ligera, menos de 400 S/cm, y una facies hidroquímica de tipo bicarbonatada cálcica. En las aguas subterráneas del entorno la contaminación se detecta, en los sondeos de explotación situados hacia el Sur, favorecida por los bombeos que tienen lugar en éste sector y en los piezómetros situados hacia el SW del mismo, a favor del flujo subterráneo. La contaminación queda patente en la mayoría de los parámetros controlados tanto químicos como físico-químicos, aunque en este trabajo sólo se consideran la conductividad y los contenidos en cloruros, sodio y amonio. El análisis de los datos correspondientes a 2 campañas de medida (Febrero 1997 y Enero 1998) pone de manifiesto un aumento de los valores en los parámetros de control en el tiempo y, por lo tanto, un avance de la contaminación. A partir de la concentración de cloruros se ha calculado el porcentaje de lixiviado en el agua subterránea cuyo valor máximo ha resultado ser del orden del 20 %.

Palabras Clave: Vertedero de Residuos Sólidos Urbanos, Acuífero carbonatado, lixiviados, contaminación.

INTRODUCCIÓN

Los Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos (V.R.S.U.) no controlados tienen una consecuencia medioambiental inmediata en su entorno. Su impacto se ha estudiado desde distintas disciplinas científicas, LISK (1991), pero donde se ha puesto más énfasis en su estudio ha sido en la contaminación de aguas subterráneas. La mayoría de los estudios sobre contaminación de acuíferos por lixiviados de V.R.S.U. se han realizado en acuíferos detríticos, CHERRY (1983), OLIE & POS (1995), ya que el carácter relativamente homogéneo permite un mejor conocimiento de su funcionamiento hidrogeológico. El estudio del mismo problema en acuíferos carbonatados presenta la complicación adicional propia de su heterogeneidad que dificulta la delimitación de la pluma contaminante y el control del flujo de contaminantes en el acuífero.

En esta comunicación se analizan los resultados preliminares obtenidos en la investigación que se está llevando a cabo en el V.R.S.U. de La Mina, Marbella (Fig. 1). Se caracteriza la composición de los lixiviados producidos en el vertedero, el quimismo natural de las aguas del acuífero y la evolución espacio-temporal de los contaminantes provenientes del vertedero entre dos campañas efectuadas (Febrero 1997 y Enero 1998). Asimismo se intenta cuantificar el porcentaje de mezcla del lixiviado con el agua, a partir de un parámetro hidroquímico conservativo, como el cloruro.

DESCRIPCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO

El V.R.S.U. de la Mina está situado a unos 60 km. al Oeste de la ciudad de Málaga, en el término municipal de Marbella (Fig. 1). El vertedero comenzó a funcionar en el año 1975 y se mantiene activo en la actualidad. En él se almacenan las basuras generadas en todo el municipio de Marbella, cuya población de hecho es de 80.000 habitantes aunque en época estival puede ascender hasta 200.000 habitantes. Los residuos generados tienen una composición típicamente urbana: materia orgánica, papel, vidrio, maderas, restos de podas y plásticos. Ocupa actualmente una superficie de 40.000 m^2 y en él se realizan labores de extensión de la basura, compactación de baja densidad y cubrimientos esporádicos con arena, arcilla y residuos de construcción.

Desde el punto de vista hidrogeológico, el área de estudio se encuentra sobre los mármoles triásicos que constituyen el Sistema acuífero de Marbella, ANDREO (1997). Dicho sistema descarga de modo natural por varios manantiales ubicados en su borde meridional, entre los cuales destaca el de Nagüeles (Fig. 1), con un comportamiento típicamente kárstico: ante las precipitaciones responde rápidamente con aumento de caudal y disminuciones en la mineralización del agua. Con motivo de la sequía de 1995 la empresa de aguas de Marbella (AQUAGEST) perforó 13 sondeos de los cuales 12 tuvieron un rendimiento escaso, debido a la baja permeabilidad de los mármoles atravesados, y por ello no se entubaron.

El vertedero se emplazó aprovechando el hueco de una antigua cantera sin que se dotara de medidas de impermeabilización en su base, sistemas de recolección de lixiviados o canales perimetrales que recogieran las aguas de escorrentía generadas en su cuenca vertiente, por lo que una parte del lixiviado se infiltra en el acuífero. La base del vertedero se sitúa a cota 300 m.s.n.m., aproximadamente 130 m por encima el nivel piezométrico.

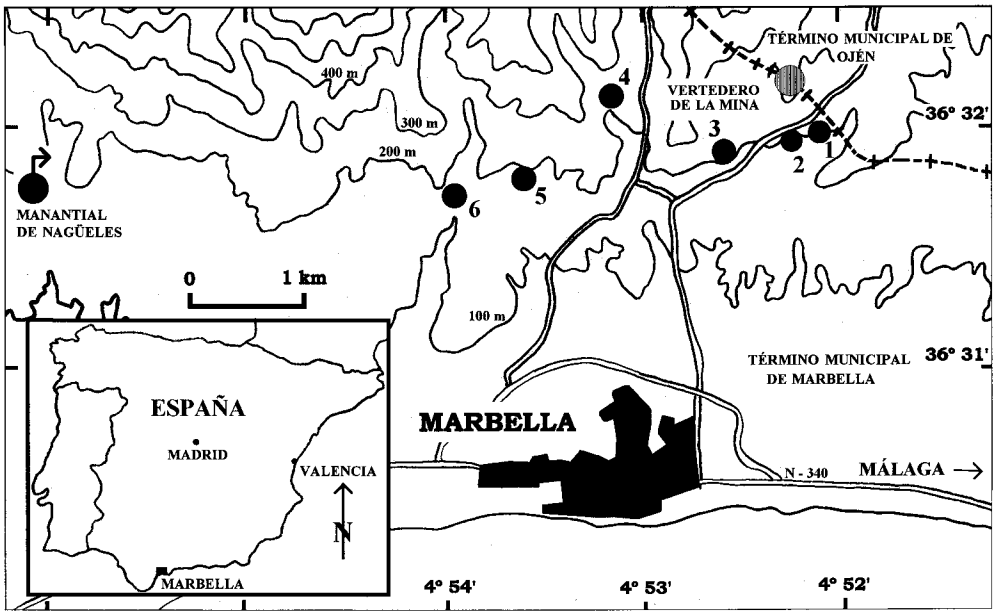


Figura 1.- ESQUEMA DE SITUACIÓN Y EMPLAZAMIENTO DE LOS PUNTOS DE CONTROL

METODOLOGIA Y ANÁLISIS

La red de control está constituida por 13 puntos de control: 6 sondeos de los perforados por la empresa AQUAGEST, 4 sondeos de explotación y 3 manantiales. Con periodicidad mensual se recogen muestras de agua de los puntos de control y del lixiviado. En todos los casos se mide en el campo, la conductividad eléctrica, temperatura y pH. Las determinaciones analíticas de las muestras se realizan en los laboratorios de Hidrogeología y Química Analítica de la Universidad de Málaga. En total se analizan 23 parámetros, siguiendo las normas internacionales.

En el presente trabajo se estudian las variaciones espaciales y temporales de los resultados correspondientes a algunos parámetros (Conductividad, Cl^-, Na^+ y NH_4^+) controlados en 8 puntos: los 6 referidos con números en la figura 1, el manantial de Nagüeles y el vertedero.

ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición química del agua del acuífero (manantial de Nagüeles)

Presenta baja mineralización (383 S/cm de conductividad media), contenidos medios en Ca^{2+} y Mg^{2+} del orden de 70 y 7 mg/l, respectivamente y bajos contenidos en el resto de cationes: Na^+ (3'0 mg/l), K^+ (0'8 mg/l) y NH_4^+ (0'1 mg/l). La Alcalinidad (TAC) media es de 227 mg/l, y los conteni-

dos medios en SO_4^{2-}, Cl^- y NO_3^- son de 19, 14 y 3 mg/l, respectivamente. La facies hidroquímica del agua es bicarbonatada cálcica.**Caracterización química del lixiviado**

El lixiviado presenta un valor medio de conductividad eléctrica de 24.000 µS/cm y un pH básico (8'27 de media). En cuanto al resto de parámetros predominan los Cl^- y la TAC con valores medios de 4712 mg/l y 8543 mg/l, respectivamente. Entre los cationes mayoritarios cabe destacar el predominio de Na^+ y K^+, (2858 y 1518 mg/l) frente al Ca^{2+} y al Mg^{2+} (150 y 203 mg/l) y un claro predominio del NH_4^+ frente al NO_3^- (3250 mg/l y 556 mg/l, respectivamente). Por tanto, se trata de un lixiviado con elevada mineralización de facies clorurada-bicarbonatada amónico-sódica, VADILLO et al. (en prensa).

Alteración de la calidad natural del agua del acuífero

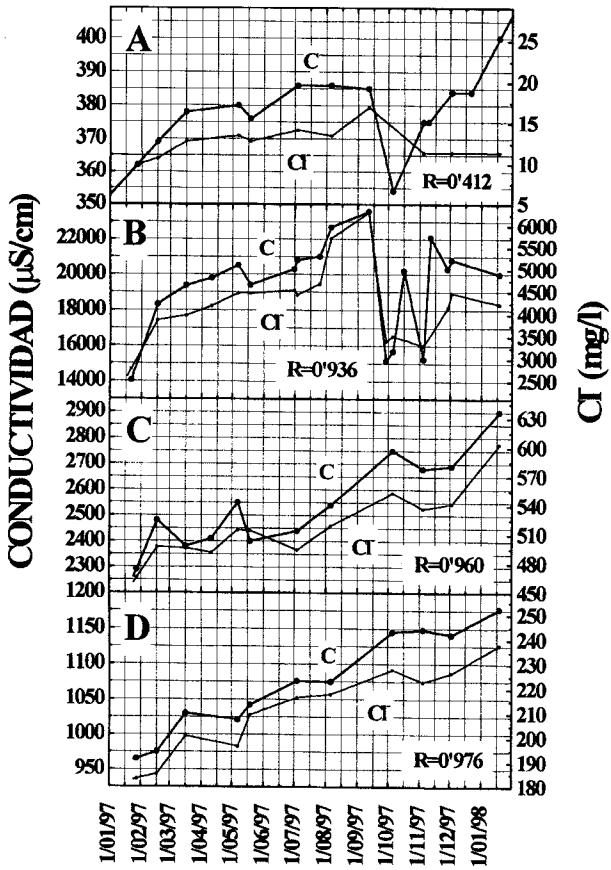


FIGURA 2.- EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD Y CLORUROS DURANTE EL PERIODO DE ESTUDIO. (A= Manantial de Nagüeles, B=Lixiviado; C= Sondeo 2 y D= Sondeo 1)

En la figura 2 se representa la evolución temporal de la conductividad eléctrica y del contenido en cloruros para las muestras del manantial de Nagüeles (A), lixiviado del vertedero (B), sondeo 1 (D) y sondeo 2 (C). En el manantial de Nagüeles se observan los valores más bajos de conductividad y Cl^- con diluciones asociadas a los periodos de recarga de primavera y otoño de 1997. Estas mismas diluciones ocurren en el lixiviado del vertedero, aunque en mayor cuantía (Fig. 2B) provocando que la mineralización disminuya hasta la mitad de valor anterior a la recarga. En los sondeos 1 y 2 situados al Sur del vertedero la evolución de los parámetros considerados es creciente con el tiempo, con las mismas diluciones durante los periodos de recarga.

También se ha reflejado en cada gráfico de la figura 2 el coeficiente de correlación (R) entre las series de datos correspondientes a los dos parámetros.

El manantial de Nagüeles no sobrepasa el valor de 0'42, mientras que en el lixiviado y en los sondeos 1 y 2 el coeficiente de correlación es mayor de 0'93. A partir de todos los datos anteriores se deduce que el agua de los sondeos de

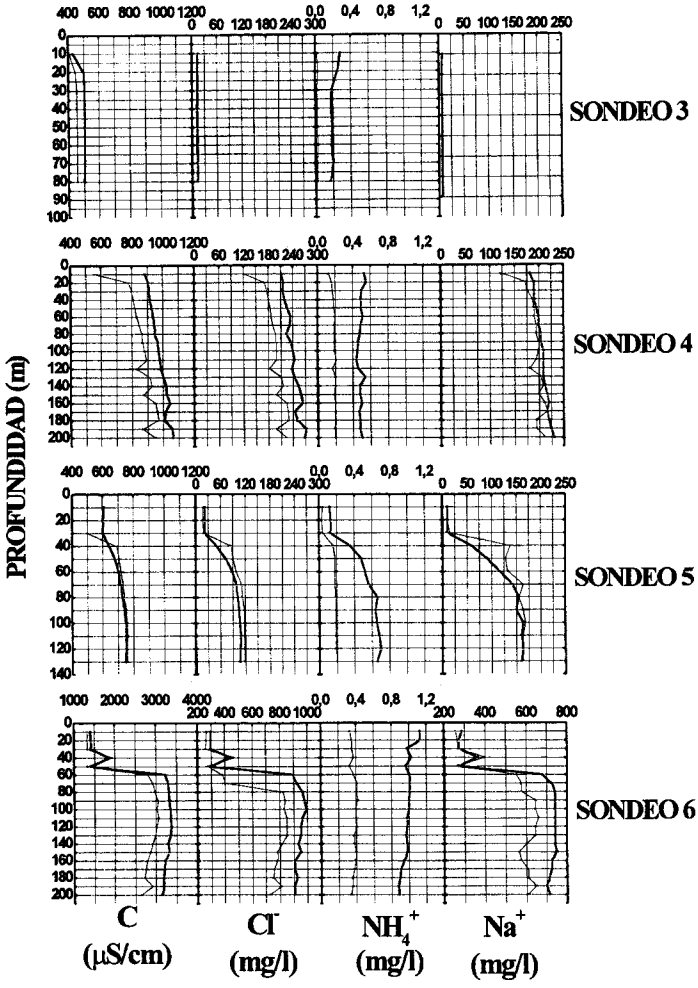


FIGURA 3.- EVOLUCIÓN DE CONDUCTIVIDAD, CLORUROS, AMONIO Y SODIO EN EL AGUA DE LOS PIEZÓMETROS DE CONTROL. (Trazo fino: Campaña de Febrero 1997; Trazo grueso: Campaña de enero 1998)

control situados al Sur del vertedero está afectada por el lixiviado y la contaminación es creciente con el tiempo, de acuerdo con los resultados de trabajos previos CARRASCO Y ANDREO (1994), ORTIZ (1994). El proceso de contaminación se favorece por la explotación que tiene lugar en los sondeos.

Por otra parte se ha representado una evolución en profundidad de cuatro parámetros analizados en el agua de varios sondeos (Fig. 3). Sólo existe variación vertical y temporal en los sondeos 4, 5 y 6, no apreciándose ésta en el sondeo más próximo al vertedero (sondeo 3, Fig.3). En éste se mantienen los valores por debajo o muy próximos a los del manantial de Nagüeles, mientras que en el resto de sondeos son notablemente mayores. Se produce un incremento de la mineralización y del contenido en Cl^-, Na^+ y NH_4^+ a lo largo del tiempo en los sondeos 4 y 6, no así en el sondeo 5 en el que incluso puede apreciarse una disminución del contenido en Cl^- y Na^+. En cualquier caso, la contaminación se extiende también hacia el Oeste de acuerdo con el sentido del flujo subterráneo.

Se ha cuantificado la proporción de lixiviado mezclado con agua del acuífero a partir de los contenidos en Cl^-. La proporción de lixiviado en el agua alcanza sus valores mínimos en el sondeo 3, con valores nulos, y máximos en el sondeo 6, entre 17 y 20 %. En el resto de puntos de control el porcentaje es siempre inferior al 12 % (Sondeo 2) predominando los valores cercanos al 5 % (sondeos 1, 4 y 5).

De la evolución espacio-temporal de la figura 3 y del porcentaje de lixiviado en el agua se concluye que de los cuatro piezómetros considerados al Oeste del vertedero, sólo tres (Sondeos 4, 5 y

6) presentan una clara afección por el lixiviado mostrándose ésta en los valores de todos los parámetros representados (Conductividad, Cl^-, NH_4^+ y Na^+). El mayor grado de contaminación se detecta en los sondeos 4 y 6, particularmente en el sondeo 6, el más alejado del vertedero y el situado también a menor cota, 135 m.s.n.m. Este hecho puede estar relacionado con la heterogeneidad propia del medio kárstico. Una explicación complementaria es que la densidad del lixiviado, 1'2 % mayor que la del agua, produzca un efecto de propagación con componente vertical de los contaminantes y una migración del lixiviado mediante líneas de flujo distintas a las del agua subterránea no contaminada de acuerdo con el modelo de SCHINCARIOL & SCHWARTZ (1990).

CONCLUSIONES

El V.R.S.U. de La Mina, Marbella (Málaga) está degradando la calidad natural del agua subterránea en sus alrededores. La contaminación producida por el lixiviado migra a favor del flujo dirigido hacia el Oeste afectando a puntos de control situados hasta 2.500 metros hacia el SW. El control temporal del quimismo de las aguas en los sondeos de explotación, situados al Sur, y en la vertical de los piezómetros de control, situados hacia el SW, ha permitido comprobar la presencia de contaminación y su avance en el tiempo. Así se deduce del aumento en ciertos parámetros característicos de este tipo de contaminación, como Conductividad, Cl^-, Na^+ y NH_4^+. A partir del contenido en Cl^- se ha cuantificado el porcentaje de mezcla de lixiviado con el agua subterránea que ha resultado ser de hasta el 20 % en el punto de control más alejado del vertedero. Los valores de los parámetros controlados, y la variación temporal en los sondeos al Oeste del vertedero, muestran que la influencia del lixiviado es mayor en el punto más alejado y menor en el más cercano a éste. Entre ambos sondeos el grado de contaminación es intermedio, aunque no progresivamente mayor hacia el Oeste. Este hecho debe estar asociado a la heterogeneidad propia del medio kárstico y probablemente también a la diferencia de densidades entre el agua del acuífero y el lixiviado, un 1'2 %, que provocaría una migración de contaminantes según líneas de flujo distintas a las del agua subterránea. El lixiviado mezclado con el agua se desplazaría hacia el Oeste pero con una componente vertical importante, afectando en mayor magnitud a los puntos situados a menor cota.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto PB94-1495 de la DGICYT y el Grupo de Recursos Hídricos de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ANDREO B. (1997). Hidrogeología de acuíferos carbonatados en las Sierras Blanca y Mijas. CHS-SPUMA, Málaga, 489 pp.

CARRASCO F. y ANDREO B. (1994). Calidad química de las aguas subterráneas de la Unidad Hidrogeológica Sierra Blanca-Sierra de Mijas. *Congreso sobre análisis y evolución de la contaminación de aguas subterráneas*. Alcalá de Henares (Madrid, España), vol. 2: 25-38.

LISK, D.J. (1991) Environmental effects of landfills. *The Science of the Total Environment*, vol. 100: 415-468.

CHERRY J.A. Guest-Editor, (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study. *Journal of Hydrology*, vol 63: (Special Issue).

OLIE, F.J. & POS, W.J. (1995). Control of Groundwater contamination from landfills: case studies in the Netherlands and Poland. *Acta Universitatis Carolinae*, Geologica, vol. 39: 371-385.

ORTÍZ A. (1994). La eliminación de residuos sólidos urbanos. *III Jornadas Nacionales de Sanidad Ambiental*, Valencia (España), 11pp.

SCHINCARIOL, R. A. & SCHWARTZ, F. W. (1990). An experimental investigation of variable density flow and mixing in homogeneous and heterogeneous media. *Water Resources Research*, vol. 26: 2317-2329.

VADILLO, I; CARRASCO, F; ANDREO, B; GARCÍA DE TORRES, A & BOSCH,C. (1988). Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, Southern Spain), Environmental Geology, en prensa.

RESUMEN DEL TEMA 3: LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR VERTEDEROS Y DEPÓSITOS ENTERRADOS EN ESPAÑA

SOLÍS GARCÍA-BARBÓN, Luis* (Autor de la síntesis) y GALOFRÉ i TORREDEMER, Andreu (Moderador)**

(*) Luis Solís García-Barbón. INTECSA. Sánchez Madrigal, 7, 6°. 30004 MURCIA
(**) Junta d'Aigües de Catalunya. Beethoven, 15, 3er. 08021 BARCELONA

La ponencia en la que se expuso un punto de vista desde la óptica de la Administración corrió a cargo de Loreto Fernández, del ITGE. Su intervención se centró en realizar una exposición de la reciente directiva de la Comisión Europea COM(97) 105, dada la incidencia que va a presentar en la legislación española en un futuro inmediato. No vamos a realizar aquí un resumen de su comunicación, que ya está oportunamente expuesto en el texto aportado por la autora, pero sí destacar su preocupación por las dificultades que puede implicar para la protección de las aguas subterráneas, la falta de precisión por parte de la directiva sobre métodos normalizados para la medición de la permeabilidad del sustrato por debajo del vertedero o depósito, sea del terreno natural o de lechos aislantes. Destaca su opinión personal sobre la conveniencia de no autorizar Vertederos y depósitos enterrados (VYDE) en zonas de riesgo elevado, incluso realizando una buena obra civil. También incide en la importancia que va a presentar la correcta gestión del vertedero autorizado, tanto desde el punto de vista de la operación como del control hidrogeológico.

Isabel Herráez, de la Universidad Autónoma de Madrid, expuso el punto de vista de la Investigación, destacando algunos aspectos de su experiencia sobre el asunto tratado. Llama su atención sobre el hecho de que normalmente no se realizan estudios hidrogeológicos previos, sobre todo teniendo en cuenta el pequeño coste que suponen en relación con el total de la obra civil. Señala la importancia fundamental de la elección de un emplazamiento adecuado, tanto durante el periodo de la vida útil del VYDE como, sobre todo, después de la etapa de clausura y sellado, en lo que constituye un peligro de contaminación potencial durante un periodo importante de tiempo. Defiende que en tanto en cuanto un VYDE constituye una obra civil, puede implantarse en terrenos desfavorables con un adecuado proyecto de construcción, pero destaca que debe extremarse la calidad de la etapa de control y vigilancia de la ejecución del VYDE. Hace notar la ausencia de concreción de la directiva COM(97) 105 sobre un tema que considera de primordial importancia, como es el establecimiento de un doble sistema de lixiviado y un control de fugas. Pone de manifiesto la importancia de los estudios y controles que deberían realizarse durante la etapa de explo-

tación del vertedero, sobre los cuales la citada directiva solo establece unas condiciones mínimas, y los estudios para la clausura y sellado del VYDE.El coloquio que se estableció a continuación versó sobre cuatro temas fundamentales.

SITUACIÓN ACTUAL SOBRE LA CONTAMINACIÓN POR VYDE EN ESPAÑA

Javier Samper se interesa en la incidencia de los VYDE sobre la contaminación del medio ambiente en general y las aguas subterráneas en particular, los controles que se realizan y cual es el organismo o entidad jurídica encargada de realizar estos controles. Indica Loreto Fernández que el responsable del control es en primera instancia el gestor del vertedero, empresa concesionaria, corporación municipal o mancomunidad, y Diputación Provincial o Comunidad Autónoma para una actuación de coordinación general. Sin embargo destaca que al no haber suficientes controles, no hay un conocimiento cuantificado del impacto ambiental. Por su parte, Isabel Herráez opina que la Administración no tiene ningún interés por los vertederos consecuencia de la indiferencia total por los problemas creados por los residuos, y ello debido a un problema de falta de presupuestos y a la no percepción de las actividades de vertido controlado como de interés prioritario. Considera Isabel Herráez que habría que promover una gran entidad que confeccionase unos criterios de gestión ambiental, equivalente a la actuación de ENRESA en materia de residuos radiactivos. La línea de actuación a seguir en esta materia debería regirse por el principio de la seguridad en la gestión, que no implica necesariamente la actuación presupuestaria más reducida.

Fermín Villarroya, de la Universidad Complutense de Madrid, solicita algunas concreciones sobre los vertidos industriales peligrosos en los aspectos de producción anual y número de vertederos de alta seguridad existentes. Contesta Loreto que considera que una cifra razonable podría alcanzar los 4 o 5 millones de toneladas/año, frente a los 2,5 Mt/a que aportaba Fermín Villarroya en su pregunta. También le contesta que no dispone de datos sobre el número de vertederos de alta seguridad existentes.

CONDICIONES DE SELLADO DE LOS VERTEDEROS

Ignacio Morell, de la Universidad de Castellón, se interesa por la opinión de Loreto Fernández sobre los métodos con los que se tiene previsto medir la conductividad hidráulica para garantizar la impermeabilidad del área de vertido. Insiste Loreto Fernández en la falta de concreción de la directiva comunitaria al respecto y piensa que se deberán utilizar los métodos de pulsos, slug o inyección...A este respecto, Javier Samper opina que más que utilizar la conductividad hidráulica como criterio de diseño, éste se podría determinar en base a las concentraciones máximas de determinados elementos en zonas concretas de control, tales como cauces o manantiales, criterio en que se basan los estudios de almacenamiento de los residuos nucleares. Isabel Herráez indica que a pesar de las limitaciones del método de controlar la permeabilidad, considera que su inclusión en la directiva comunitaria constituye un gran avance. Preguntada por Ignacio Morell sobre la frecuencia con que se realizan análisis mineralógicos en arcillas para conocer su capacidad de cambio o adsorción, indica que en muy contadas ocasiones.

Continuando con la línea de profundización en el conocimiento del comportamiento geoquímico de los materiales de sellado, Jorge Molinero incide en el interés de incorporar este conocimien-

to en la reglamentación de la construcción de vertederos. Reflexiona Isabel Herráez sobre la idoneidad que supondría introducir estos criterios, aunque la referida directiva no lo considera.

Impactos ambientales de los VYDE

Javier Samper pregunta sobre los controles legales de las fugas en las estaciones de servicio de hidrocarburos, planes de emergencia y régimen sancionador en casos de accidentes y malas prácticas. Indica Loreto Fernández que el único control de fugas es la red de drenaje de la instalación, que el Real Decreto que regula esta actividad no contempla nada en el caso de accidentes y que el reglamento de control tampoco especifica nada sobre la protección de las aguas subterráneas.

En lo que respecta a la protección de la calidad de los acuíferos, Pedro Carmona, de la Confederación Hidrográfica del Júcar, aporta su experiencia sobre las autorizaciones de actividades de vertido controlado de residuos sólidos urbanos, en que necesariamente se incluyen estudios de impacto ambiental en los que se considera la posible afección a las aguas subterráneas. Javier Samper interviene en el sentido de que debe tenerse en consideración la complejidad del medio subterráneo, por lo que resulta imprescindible realizar un control por parte de la entidad de gestión del vertedero, en lo que se manifiesta de acuerdo Pedro Carmona.

Josep Ferret, de la Comunidad de Usuarios del Delta del Llobregat, comenta el caso de una zona en la que se realizó un almacenamiento ilegal de residuos químicos en un espacio antiguamente dedicado a la extracción de áridos, sobre el acuífero del Delta del Llobregat. Esta actuación ocasionó un problema ambiental de contaminación de las aguas subterráneas, escapes incontrolados de gas metano y el asentamiento del terreno con un impacto negativo sobre una autovía construida posteriormente, en cuyo proyecto no se consideró el saneamiento del vertido. Es un caso en el que se manifiesta que por encima de cualquier consideración ambiental, las obras posteriores de corrección del firme de la autovía han resultado más costosas que el estudio previo y saneamiento del vertedero ilegal.

José María Benlliure, de la Confederación Hidrográfica del Júcar, solicita la opinión de Isabel Herráez sobre las condiciones en que se puede autorizar un vertedero en una ubicación de riesgo potencial a un acuífero y sobre los planes de actuación que pueden llevarse a cabo en las condiciones indicadas cuando se detecta un escape de lixiviado. Opina Isabel Herráez que cuando las condiciones del medio no son las más adecuadas debe acudirse a un proyecto de obra tal que garantice la estanqueidad y estabilidad del vertedero durante los 50 años indicados en la directiva comunitaria. Para el caso de localizarse una fuga que afecte a las aguas subterráneas, se deben implantar redes de bombeo en torno a la zona afectada que eviten la propagación del contaminante y, si es posible, barreras de contención de tipo apantallamiento.

Por último, Loreto Fernández puntualiza a una pregunta de Eduardo Naquid del Politécnico de México D.F. que la directiva COM(97) 105 no contempla referencias a la construcción sobre vertederos clausurados, aunque deben garantizarse las condiciones de estanqueidad y estabilidad exigidas para después del cese de la actividad de vertido controlado.

TRANSFERENCIA TECNOLÓGICA APLICADA AL DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE VYDE

Javier Samper reflexiona brevemente sobre las necesidades de I+D en el campo de diseño de vertederos y depósitos tóxicos peligrosos y en la conveniencia de realizar una transferencia de tecnologías desarrolladas con motivo de los estudios para el almacenamiento profundo de residuos radiactivos.

TEMA 4:

VULNERABILIDAD Y PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

CONFERENCIA N.4.1: VULNERABILIDAD Y PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA ADMINISTRACIÓN

VARELA SÁNCHEZ, Manuel*

(*) Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas.
Ministerio de Medio Ambiente. Avda. Portugal, 81. 28011 MADRID

RESUMEN

El Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM) realizó recientemente un estudio bajo el título "Estado actual de la calidad y contaminación de las unidades hidrogeológicas. Propuestas de protección" (MIMAM, 1996). En el trabajo se describe el estado de la calidad de las aguas subterráneas, según información correspondiente al período 1983-1996 recopilada por diferentes organismos, y se analizan las medidas adoptadas o planteadas por la Administración española en materia de protección de la calidad.

En los párrafos que siguen se presenta una síntesis de dicho análisis. El tema de vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación y las acciones propuestas en ese campo se comentan de modo más detallado, debido a su interés para el objetivo de esta ponencia.

Como referente principal del análisis efectuado, cabe reseñar que la Comisión Europea presentó en 1996 una propuesta de *decisión* del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a un Programa de acción para la gestión y la protección integradas de las aguas subterráneas (COM(96)315final, de 9/9/96). El objetivo del Programa de acción (PAAS) será *"garantizar la protección y explotación del agua subterránea a través de una planificación integrada y una gestión sostenible, encaminadas a una prevención de la contaminación, al mantenimiento de la calidad del agua subterránea no contaminada, y a una restauración, en su caso, de la calidad del agua freática contaminada, así como a la prevención de la sobreexplotación de los recursos en agua subterránea"*.

El PAAS se elaboró en el contexto de la política global comunitaria en materia de aguas, presentada en una *comunicación* de la Comisión Europea -COM(96) 59 final, de 21/2/96)- que puede considerarse el texto de partida para la redacción de la futura Directiva marco.

En el texto del PAAS se especifican las medidas a adoptar por la Comunidad y por los Estados miembros para la implantación del programa adoptado en la Declaración de La Haya, con ocasión

de la reunión interministerial sobre protección de las aguas subterráneas (CEE, 1991 y 1992). En respuesta a dicha Declaración, la Administración española presentó en el Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (LBAS) (MOPTMA - MINER, 1994) dieciséis programas de actuación con cuya implantación se pretendían cubrir los objetivos básicos enunciados en La Haya.

Los programas relativos a la materia objeto de la presente ponencia y su relación con las líneas de actuación del PAAS se comentan a continuación, prestando atención especial a los aspectos normativos, con objeto de evaluar el grado de adecuación de las medidas de protección en España a las directrices contenidas en la propuesta comunitaria.

Palabras Clave: *España, acuíferos, vulnerabilidad, protección.*

LAS MEDIDAS DE PROTECCIÓN EN ESPAÑA Y SU ADECUACIÓN AL PAAS

Principios de gestión y de planificación (línea de actuación 1)

Evaluación y supervisión de la calidad de las aguas subterráneas

En la Disposición adicional 5ª de la Ley de Aguas (LA) se establece la obligación de *"mantener una estadística que permita la vigilancia de la evolución de cantidad y calidad de las aguas continentales en relación con las características definidas en los Planes Hidrológicos"*. En los Planes Hidrológicos de cuenca se deberán definir las unidades hidrogeológicas situadas en cada ámbito de planificación, así como las características básicas de los diferentes niveles de calidad que se fijen para las aguas subterráneas en función de sus usos (Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, RAPAPH).

La actualización del inventario de recursos naturales de agua subterránea -en sus aspectos de cantidad y de calidad- es el objetivo del *programa 1*, actualmente en ejecución. Los trabajos de carácter temático o de ámbito local desarrollados por diferentes grupos de investigadores y la información recopilada en el marco de Convenios suscritos entre la DGOHCA y el Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE) representarán a buen seguro una valiosa aportación para la actualización del inventario.

La implantación de *redes básicas de observación* es una medida fundamental en este campo. El *programa 2* está concluido en su primera fase, en la que se han realizado los proyectos de instalación, mantenimiento y operación de redes en las cuencas intercomunitarias y Baleares. VARELA (1995) y SÁNCHEZ GONZÁLEZ (1996) describieron las características de dichas redes y las carencias actuales en España, apuntadas anteriormente. MORENO Y NAVARRETE (1995) analizaron diversos criterios de diseño de redes de control de la calidad.

Protección de acuíferos, de captaciones de agua para abastecimiento y de zonas de especial interés

En el art. 40 de la LA se establece que los Planes Hidrológicos de cuenca comprenderán obligatoriamente el inventario de los recursos hídricos, los usos y demandas existentes y previsibles, los criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como la asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuras. Entre los usos del agua, a efectos de protección contra la contaminación, *"serán objeto de especial protección aquellos que corresponden a los abastecimientos de agua potable, impliquen afección a la salud humana o tengan asignada una función ecológica para la protección de zonas vulnerables o sensibles"* (Reglamento del Dominio Público Hidráulico-RDPH-, art. 233.2). Los Planes Hidrológicos de cuenca, al establecer las características básicas de la calidad, fijan los objetivos de calidad para los diferentes acuíferos en función de los usos existentes y previstos (RAPAPH, art. 79). No se dispone de un inventario actualizado de acuíferos utilizados para suministro de agua potable o para funciones ecológicas, mencionado en el PAAS.

El *programa 7* del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas está dirigido a preservar la calidad del agua subterránea en las captaciones para uso doméstico mediante el establecimiento de perímetros de protección. Esta materia es objeto de análisis en otro lugar de la presente publicación.

El *programa 8* se dirige a la protección de zonas húmedas y otros espacios relacionados con las aguas subterráneas. La protección de las zonas húmedas es objeto de un capítulo completo en la LA y otro en el RDPH (LA, art. 103; RDPH, art. 275 a 283). La coordinación de las actuaciones para el desarrollo de una política preventiva corresponde a la Administración del agua, cuyas competencias están compartidas con las Administraciones autonómicas. De conformidad con la normativa de aguas, los Organismos de cuenca están obligados a elaborar inventarios de las zonas húmedas, en las que, una vez delimitadas, podrá fijarse un entorno natural o perímetro de protección.

La DGOHCA presentó recientemente una propuesta de estudios básicos en relación con zonas húmedas y/o de interés paisajístico, dependientes de aguas subterráneas, para ser financiados con fondos del programa comunitario INTERREG IIC.

Extracción de agua subterránea (línea de actuación 2)

Los problemas de calidad derivados de la sobreexplotación de acuíferos son objeto de análisis en el *programa 4* del LBAS, formulado conjuntamente por la DGOHCA y el ITGE. La primera fase de dicho programa, cuyo objetivo consiste en la elaboración de un Catálogo de acuíferos con problemas de sobreexplotación o salinización en las cuencas de competencia estatal, se ha concluido recientemente. Como resultado de la misma se han definido y valorado actuaciones destinadas a alcanzar un régimen de explotación sostenible en los acuíferos afectados, las cuales podrán ser incorporadas a las propuestas de directrices para los respectivos planes de ordenación (MIMAM, 1997).

Fuentes difusas de contaminación (línea de actuación 3)

Los objetivos fijados en este ámbito consisten en disminuir la presión de las fuentes difusas sobre el medio ambiente y crear un marco comunitario que permita elaborar códigos de buenas

prácticas relativos al uso de sustancias tales como biocidas, productos fitosanitarios y fertilizantes. Agricultura sostenible, retos ambientales de los nitratos, de los productos fitosanitarios y los biocidas y del uso de lodos de depuración son las cuestiones contempladas en el PAAS. La contaminación procedente de actividades agrarias se analiza en otras ponencias.

Control de la contaminación procedente de fuentes puntuales (línea de actuación 4)

El objetivo enunciado en la propuesta del PAAS es *"garantizar un alto nivel de protección en las actividades e instalaciones que produzcan efluentes líquidos y sólidos o que representen un riesgo potencial de contaminación accidental de las aguas subterráneas"*.

Entre las medidas a adoptar por los Estados miembros figura la elaboración de un *inventario de fuentes puntuales de contaminación*, exhaustivo, actualizado gradualmente y merced al cual puedan establecerse prioridades de actuación. En el inventario deberán incluirse, entre otros, instalaciones urbanas e industriales, suelos contaminados, vertederos, minas y canteras. Según el PAAS, la protección debe basarse en *"normas específicas y una especial atención para las necesidades de protección adicionales donde lo requiera una situación de riesgo extraordinariamente alto, la sensibilidad o vulnerabilidad o la necesidad de protección de aguas subterráneas de particular importancia"*. La priorización se realizará, una vez más, en función de la evaluación del riesgo en cada caso. Como resultado del diagnóstico efectuado, se plantearán medidas de contención y rectificación y, eventualmente, se elaborarán planes de desmantelamiento de instalaciones y de emplazamientos abandonados.

Autorizaciones de vertido, prohibición de vertidos directos a acuíferos y autorizaciones de instalaciones

Las disposiciones en materia de vertidos figuran en el capítulo II del título V de la LA y en el capítulo II del título III del RDPH.Cabe señalar que en el Real Decreto 1315/1992 se corrigieron las omisiones advertidas por la CE en la norma española en materia de protección de las aguas subterráneas contra vertidos contaminantes. Entre las disposiciones añadidas se incluye la prohibición de efectuar vertidos directos que contaminen las aguas subterráneas. La autorización para el establecimiento de instalaciones o industrias que originen o puedan originar vertidos estará condicionada a la correspondiente autorización de vertido.

Posteriormente, en el Real Decreto 484/1995, se establecieron medidas de regularización y control de vertidos dirigidas a corregir las carencias existentes en el procedimiento para obtener la autorización administrativa. Los objetivos de este Real Decreto son alcanzar el ordenamiento definitivo de los vertidos existentes mediante el adecuado tratamiento a través de planes concretos de regularización y el establecimiento de un sistema de ayudas económico-financieras para el cumplimiento de dichos planes.

El escaso éxito obtenido en la implantación de las medidas de protección que conforman la normativa en materia de vertidos se debe al fracaso de la aplicación de las disposiciones contenidas en los títulos IV y V del RDPH, relativas al régimen económico-financiero y a las infracciones y sanciones. Sólo con una modificación de la norma se podrá conseguir una mayor eficiencia en la utilización de dichas medidas.

Residuos sólidos urbanos e instalaciones industriales

En el *programa 9*, sobre emplazamientos de *residuos sólidos urbanos* -regulados en la Ley 42/1975[1]- se han fijado los siguientes objetivos:

- analizar la situación general de los vertederos de residuos sólidos urbanos
- comprobar la incidencia de la lixiviación en las aguas subterráneas
- proponer soluciones para el control de la contaminación.

La prevención y corrección de la contaminación procedente de *instalaciones industriales* (excluidos vertidos) es objeto del *programa 10* del LBAS. La información de partida sobre este tipo de fuentes de contaminación procede del Inventario y caracterización de suelos contaminados realizado en el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados, aprobado en Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995 (Resolución de 28/4/95, BOE de 13/5/95), que coordina la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental (DGCEA). En los Convenios marco suscritos entre la Administración central y las Comunidades Autónomas para actuaciones de descontaminación de suelos contempladas en el Plan, se establecen las condiciones de financiación de las medidas propuestas.

En el inventario se estableció una metodología de jerarquización basada en criterios cualitativos y cuantitativos para caracterizar la contaminación en función del potencial contaminante -resultado de combinar la probabilidad de contaminación y el tamaño de la actividad-, y de la toxicidad de las sustancias contaminantes.

En la Directiva 96/61/CE del Consejo de 24 de septiembre de 1996 -DO nº L 257/28 de 10/10/96- relativa a la prevención y el control integrados de la contaminación (PCIC) se establecen medidas para evitar o reducir las emisiones de un conjunto de actividades industriales en la atmósfera, el agua y el suelo, incluidas las medidas relativas a la gestión de los residuos. La Directiva PCIC debe proporcionar, según la propuesta del PAAS, *"los principios generales de alcance comunitario para la autorización de importantes instalaciones y actividades, incluídos los planteamientos sobre protección del agua subterránea contra la contaminación de fuentes puntuales"*.

Los temas de vertederos, actividades urbanas e industriales se analizan en otras comunicaciones.

En la parte segunda de la propuesta del PAAS, además de las medidas reseñadas anteriormente, de implantación coordinada y orientada desde la Comisión, se mencionan otras que deberán incluirse en los programas de acción nacionales. A continuación se comentan, en razón de su importancia, dos de dichas medidas.

[1] La Directiva sobre vertederos actualizará las disposiciones de la Directiva 75/442/CEE, modificada por la Directiva 91/156/CEE.

Integración de la protección de las aguas subterráneas en la ordenación del territorio. Vulnerabilidad de acuíferos

Se trata de uno de los aspectos de mayor relevancia en el logro de los objetivos del PAAS. Los dos instrumentos técnicos básicos para conseguir dicha integración son la zonificación mediante mapas de vulnerabilidad y de riesgo a la contaminación y el establecimiento de zonas o perímetros de protección, éste mencionado anteriormente. Cabe reseñar que su aplicación práctica como elementos de una política de protección no se ha iniciado todavía en España.

En el texto del PAAS se dispone que los Estados miembros *"deben determinar en qué zonas es el agua subterránea particularmente vulnerable a la contaminación, por motivos geológicos o climáticos, tipo de suelo o actividades humanas"*.

En la legislación española, el RDPH establece que los estudios de evaluación de efectos medioambientales, en los casos de contaminación que pudieran afectar a las aguas subterráneas, incluirán la evaluación de las condiciones hidrogeológicas de la zona afectada, el eventual poder depurador del suelo y del subsuelo y los riesgos de contaminación y alteración de la calidad de las aguas subterráneas (art. 237.3).

En ambos casos, la obligación parece dirigirse a la evaluación del riesgo de contaminación más que a la determinación de la vulnerabilidad, entendida ésta como una función de las características intrínsecas del acuífero.

El *programa 6* del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas tiene como objetivo en una primera fase la *zonificación* o caracterización del territorio de cada cuenca hidrográfica mediante mapas de vulnerabilidad que diferencien distintos ámbitos hidrogeológicos. Dicha zonificación, inicialmente planteada como herramienta de ayuda en la ordenación de los vertidos potencialmente contaminantes, podrá utilizarse asimismo en la aplicación de medidas de prevención contra la contaminación y en la elaboración de planes de ordenación del territorio.

La elaboración de una cartografía de zonificación de este tipo se realizará utilizando un Sistema de Información Geográfica -SIG- mediante el cual, para cada uno de los factores que, conjuntamente, determinan la vulnerabilidad *intrínseca* de los acuíferos a la contaminación - edafología, características de la zona no saturada, profundidad del nivel del agua, litología, régimen hidráulico del acuífero-, se elaborará un mapa temático en el que se diferenciarán zonas correspondientes a rangos de valores asignados al factor en cuestión.

Dichos factores constituyen los parámetros descriptores de las características del medio en el que circulan las aguas subterráneas. Cabe añadir, por su importancia en la evolución y alcance de la contaminación, el factor recarga. Su incorporación a los anteriores permite evaluar la vulnerabilidad *natural* de un acuífero en función de las condiciones climáticas de cada zona.

Mediante la agregación de la información relativa a los factores considerados, utilizando un índice de ponderación que refleje la influencia relativa de cada uno de ellos, se realizarán mapas de rangos de vulnerabilidad para cada unidad hidrogeológica.

Aspectos metodológicos.

Se han seleccionado como áreas piloto para el inicio del programa 6 las cuencas del Duero y del Guadalquivir. Las diferencias entre ambas en cuanto a características hidrogeológicas y nivel de información disponible será de gran ayuda para analizar las posibilidades y dificultades de aplicación, en escenarios diversos, de las técnicas propuestas en este estudio.

La zonificación se realizará en la porción del territorio de las cuencas ocupada por las unidades hidrogeológicas y, más concretamente, la correspondiente a afloramientos permeables. La información relativa a cada uno de los factores considerados será estructurada y almacenada en un GIS compatible con el formato ARC/INFO. Los resultados del estudio de vulnerabilidad de acuíferos en la cuenca del Guadalquivir (MOPTMA-COMISIÓN EUROPEA, 1994) deberán ser analizados al diseñar la metodología de trabajo.

La recopilación, análisis y digitalización de la información relativa a los factores mencionados se realizarán de acuerdo con una metodología en la que se contemplen asimismo aspectos tales como flujo de datos y análisis funcional y elaboración de capas de información o coberturas temáticas.

Los eventuales problemas de redundancia, derivados de la información relativa a algunos de los factores -caso de características litológicas del acuífero y características de la zona no saturada- podrán evitarse concretando el significado real cada factor considerado: qué pretende describir, qué describe realmente y la validez y representatividad de la información recopilada. Como referencia de interés en este tema y, en general, en lo que se refiere a aspectos metodológicos, cabe mencionar la "Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability" (VRBA y ZAPOROZEC, 1994). En principio se adoptarán los siguientes criterios:

– *suelo vegetal*

Este factor define la porción superior de la zona no saturada, caracterizada por una significativa actividad biológica. A efectos prácticos, pueden considerarse espesores de hasta dos metros. Los aspectos de mayor influencia en la vulnerabilidad son: contenido y tipo de arcilla, granulometría y cantidad de materia orgánica.

– *zona no saturada*

Con este factor se pretenden reflejar, por una parte, las condiciones de flujo que determinan la duración e intensidad de los procesos atenuantes -adsorción, dispersión, oxidación-reducción, etc.; y, por otra, las características del terreno en el cual se producen las modificaciones más importantes del contaminante.

– *profundidad del nivel del agua*

La profundidad se referirá al nivel piezométrico para acuíferos libres o al techo del acuífero en caso de tratarse de un acuífero confinado. En caso de acuíferos multicapa se ha de considerar el nivel permeable más superficial, salvo que se traten de pequeños niveles colgados. Asimismo, si

existiese alguna duda sobre la continuidad y/o la naturaleza de los niveles confinantes, se considerará al acuífero como libre.

– *características litológicas*

La información relativa a este factor deberá servir para describir la influencia del terreno en las condiciones de flujo de agua y transporte de contaminante. A fin de evitar problemas de redundancia, los rangos y valores asignados a este factor deberán referirse a las características litológicas de la *zona saturada* y, más concretamente, a aquéllas con influencia directa en los parámetros hidráulicos -permeabilidad, almacenamiento- en dicha porción del acuífero.

– *régimen hidráulico del acuífero*

Se distinguirá entre libre, confinado y semiconfinado.

La asignación de rangos de zonificación y valores numéricos correspondientes a cada uno de los factores, en la que se basará la elaboración de las coberturas temáticas, será una tarea de gran relevancia en esta fase de establecimiento de la metodología de trabajo. Para ello servirán como referencia orientativa los criterios utilizados en el estudio MOPTMA-Comisión Europea (1994).

Elaboración de coberturas y mapas temáticos

Una vez digitalizada y procesada la información, con arreglo a los criterios metodológicos adoptados, se elaborarán coberturas temáticas para cada factor, que se representarán en mapas 1:200.000. El análisis comparativo de dichos mapas servirá para detectar eventuales problemas de redundancia, que pondrán de manifiesto las limitaciones del método elegido o las carencias de información relativa a algún factor o a alguna porción de las zonas de estudio.

La cobertura topográfica e hidrográfica de base será obtenida de la BCN200.

Zonificación. Cartografía de vulnerabilidad.

Los mapas de vulnerabilidad objeto del trabajo se confeccionarán mediante el análisis topológico -superposición- de las coberturas temáticas elaboradas durante la fase anterior, de acuerdo con el procedimiento de agregación establecido. Dichos mapas de zonificación de las unidades hidrogeológicas de la cuenca serán de dos tipos:

- vulnerabilidad intrínseca, resultado de la agregación de las coberturas temáticas correspondientes a los cinco factores descritos al principio. Dicha agregación se obtendrá aplicando la fórmula de ponderación del índice de vulnerabilidad en la que se combinen rangos, valores y pesos de los distintos factores;

- vulnerabilidad natural, resultado de la agregación de las cinco coberturas temáticas anteriores con la correspondiente a la recarga, aplicando el índice de ponderación elaborado a tal efecto.

La documentación final estará compuesta por una memoria, ocho mapas temáticos, la cartografía auxiliar que se estime procedente y los anejos descriptivos de la información utilizada y del análisis funcional.

Información al público y participación de los usuarios

La conveniencia de una política decidida de protección de las aguas subterráneas ha de integrarse en las políticas sociales -pautas de consumo, valores y actitudes- promoviendo la *concienciación del público* -organizaciones no gubernamentales, asociaciones de usuarios, organismos científicos, grupos industriales, representantes de las administraciones públicas, etc.- mediante programas de formación, campañas de publicidad y acceso a la información. Lamentablemente, la información disponible es, en ocasiones, inadecuada, incompleta e inconsistente. La dispersión de competencias y, en consecuencia, de esfuerzos, impide frecuentemente contar con datos objetivos, fiables y comparables.

La Directiva 90/313/CEE del Consejo, de 7 de junio de 1990, sobre libertad de acceso a la información en materia de medio ambiente fue transpuesta a la legislación española en la Ley 38/95, tres años más tarde del plazo reglamentario. Se establece en la Directiva que los Estados miembros deben adoptar las disposiciones pertinentes para que cualquier persona física o jurídica pueda acceder a la información sobre medio ambiente que esté en poder de las Administraciones públicas, sin que para ello sea obligatorio probar un interés determinado, fijando un plazo máximo de dos meses para conceder la información solicitada y estableciendo los supuestos en que la misma puede ser denegada.

CONSIDERACIONES FINALES. REQUISITOS Y LIMITACIONES EN LA APLICACIÓN DE UNA POLÍTICA DE PROTECCIÓN

En los párrafos anteriores se ha realizado una evaluación de la situación en España, referida exclusivamente a la adecuación de un conjunto de normas, medidas técnicas, planes y programas a las exigencias contenidas en el PAAS. Parece oportuno revisar también otros aspectos importantes en relación con la aplicación de una política integrada de protección de la calidad de las aguas subterráneas.

Los requisitos de eficiencia para un programa de acción en la gestión de calidad pueden resumirse en los siguientes (JAMES, T. ET AL., 1985 en CANTER ET AL., 1987):

- existencia de un marco legal
- información contrastada
- estructura organizativa coordinada y con competencias claramente asignadas
- voluntad política
- medios financieros
- personal experto

El primer punto ha sido tratado en las páginas anteriores. En cuanto a la necesidad de disponer de una *información contrastada*, cabe añadir a lo dicho hasta ahora que resulta fundamental que

toda la información sea validada en origen por el organismo o institución competentes, antes de ser puesta a disposición de los interesados.

Cabe recordar que la información recogida en cada Estado miembro deberá ser remitida a la Agencia Europea del Medio Ambiente, para su incorporación a bases de datos gestionados por el Centro Temático del Agua. En sus tareas de coordinación, la Agencia Europea precisará de una información comparable, elaborada de conformidad con criterios previamente establecidos y con una terminología normalizada.

La aplicación de la normativa y la implantación de planes y programas precisa de una organización eficiente. Para ello es necesario dotar a las respectivas administraciones de los instrumentos de gestión adecuados y de la potestad sancionadora suficiente para que, a los niveles respectivos, puedan contribuir al logro de los objetivos definidos en una política de protección integrada.

Esa concertación administrativa deberá verse reflejada en una normativa en la que las responsabilidades y el principio de subsidiaridad queden claramente establecidos. La legislación estatal, de carácter básico, debe limitar su ámbito con objeto de favorecer la implantación de medidas adicionales de protección por parte de CCAA y de la Administración local.

En la situación actual, se advierte una cierta dispersión de atribuciones en algunos campos. Algunas de las competencias encomendadas a la Administración local - residuos sólidos urbanos, alcantarillado, cementerios, mataderos, aguas residuales, perímetros de protección de pozos de abastecimiento- son un ejemplo que muestra la importancia de lograr una adecuada coordinación en la implantación de la política de protección.

La voluntad política necesaria para la ejecución de la política de protección está directamente ligada a la *disponibilidad de fondos financieros* necesarios para llevar a cabo las medidas anteriormente descritas. En este punto conviene recordar que en el preámbulo de la propuesta del PAAS se aboga por el desarrollo de métodos para evaluar los costes de implantación de las diferentes políticas y las ventajas de adoptar o no determinadas medidas. En todo caso, el coste derivado de la implantación de algunas de ellas -la concienciación del público es un claro ejemplo- es claramente asumible aún en coyunturas como la actual, de importantes restricciones presupuestarias.

Queda por último la cuestión de la *preparación del personal*, tema recurrente debatido en reuniones y congresos. El papel de los hidrogeólogos en la Administración del agua ha sido tratado recientemente por SANTAFÉ (1995) y PASCUAL (1995), quienes resaltan las carencias particularmente notorias en los Organismos de cuenca - también señaladas por SAHUQUILLO (1994) y defienden la conveniencia de un "reciclado" del escaso personal técnico disponible. La necesidad de incorporar profesionales de diversas titulaciones a los organismos competentes resulta perentoria. Sin embargo, los requerimientos de personal facultativo para la ejecución de las políticas de protección de las aguas subterráneas no podrán ser precisados en su conjunto hasta que no se establezcan con claridad las responsabilidades respectivas en la aplicación de las medidas descritas.

REFERENCIAS (*)

CANTER, L.W. , KNOX, R.C. Y FAIRCHILD, D.M. (1987). "Ground Water Quality Protection". Lewis Publishers, Inc. 562 pp.

COMUNIDAD ECONÓMICA EUROPEA (CEE) (1991). "Declaración Ministerial de La Haya de 26-27 de noviembre sobre Aguas Subterráneas".

COMUNIDAD ECONÓMICA EUROPEA (CEE) (1992). "Resolución del Consejo de 25 de febrero".

DIRECTIVA DEL CONSEJO 96/61/CE, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (DOCE nº L 257/26, de 10 de octubre).

JAMES, T., ET AL. (1985). "Elements of Institutional Capacity for Ground Water Pollution Control". *Proceedings of a National Symposium on Institutional Capacity for Ground Water Pollution Control*, Sept. University of Oklahoma, Norman, Oklahoma, pp. 1-53.

LEY 42/1975, de 19 de noviembre, sobre desechos y residuos sólidos urbanos (BOE nº 280, de 21 de noviembre).

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1996). "Estado actual de la calidad y contaminación de las unidades hidrogeológicas. Propuestas de protección" .Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Estudio 12/96.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (1997). "Catálogo de acuíferos con problemas de sobrexplotación o salinización. Predefinición del programa de ordenación".Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Estudio 03/97.

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE-COMISIÓN EUROPEA (1994). "Inventario de recursos de agua subterránea en España. 2ª fase: Vulnerabilidad de acuíferos" (contrato nº B4-3040/92/8347).

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE-MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGÍA (1994). "Libro Blanco de las Aguas Subterráneas". 135 pág. 2 mapas. Centro de Publicaciones del MOPTMA.

MORENO MERINO, L. Y NAVARRETE MARTÍNEZ, P. (1995). "Redes de control de calidad de las aguas subterráneas. Definición, objetivos y criterios básicos de diseño". *VI Simposio de Hidrogeología.* Asociación Española de Hidrología Subterránea. Sevilla. Tomo XXI, pp. 359-373.

PASCUAL i DÍAZ, J.M. (1995). "Reflexiones sobre el presente y futuro de los hidrogeólogos en la función pública". *Jornadas sobre las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: Un Decenio de Experiencia.* Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Murcia. Ponencias, tomo II, pág. 163-172.

REAL DECRETO 1315/1992, de 30 de octubre, sobre modificación parcial del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (BOE nº 288, de 1 de diciembre).

(*) En el estudio citado en el primer párrafo de la introducción se puede consultar una relación más extensa de referencias de interés en relación con la materia objeto de esta ponencia.

REAL DECRETO 484/1995, de 7 de abril, sobre medidas de regulación y control de vertidos (BOE nº 95, de 21 de abril).

RESOLUCIÓN de 28 de abril de 1995, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (BOE nº 114, de 13 de mayo).

SÁNCHEZ GONZÁLEZ, A. (1996). "Redes de control de las aguas subterráneas". Revista de Obras Públicas, nº 3350, pág. 91-97.

SANTAFÉ MARTÍNEZ, J.M. (1995). "Los hidrogeólogos en la administración del agua en España: papel, evolución, estado actual, necesidades reales y perspectivas". *Jornadas sobre las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: Un Decenio de Experiencia.* Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Murcia. Tomo II. p. 31-37.

SAHUQUILLO, A. (1994). "Protección, detección y control de la contaminación de acuíferos". En *"Análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas"*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos (Grupo español). Actas del congreso celebrado en Alcalá de Henares. Ponencias y comunicaciones. Tomo I, pág. 25-36.

VARELA SÁNCHEZ, M. (1995). "Las redes de observación y control de las aguas subterráneas en España. Estado actual, necesidades y perspectivas".*Jornadas sobre las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: Un Decenio de Experiencia.* Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Murcia. Ponencias, tomo I, pág. 347-362.

VRBA, J. Y ZAPOROZEC, A. (1994). "Guidebook on mapping groundwater vulnerability ". International Association of Hidrogeologists. Vol. 16. 131 pág.

CONFERENCIA N.4.2: VULNERABILIDAD Y PROTECCIÓN DE ACUÍFEROS EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA INVESTIGACIÓN

FORNÉS AZCOITI, Juan* y LLAMAS MADURGA, M. Ramón*

(*) Dpto. Geodinámica. Fac. Ciencias Geológicas. Universidad Complutense
28040 MADRID

RESUMEN

El mayor o menor desarrollo de la investigación aplicada en un determinado campo está relacionado con la conciencia social que exista sobre la importancia de ese campo. Es bien sabido que las aguas subterráneas constituyen un recurso natural que tradicionalmente no ha sido ni entendido ni atendido por la Administración hidráulica española. Esto hace que los trabajos de investigación sobre la contaminación de las aguas subterráneas sean todavía escasos en España, en comparación con los de otros países industrializados.

Por ejemplo, el establecimiento de los perímetros de protección de las captaciones de agua potables prevista en la Ley de Aguas de 1985 parece no haberse puesto en práctica todavía en ningún sitio y han pasado trece años desde la promulgación de la Ley. Este retraso se puede atribuir, en buena parte, a la dificultad de coordinación entre los responsables del agua y de la ordenación del territorio. El nuevo código de derecho Penal y la figura jurídica de la prevaricación ecológica pueden también introducir un cambio importante en la actitud de los funcionarios de las Administraciones con responsabilidades en estos temas y, consecuentemente, producir un impulso importante en este tipo de investigaciones. Se comentan algunos casos recientes de procesos legales en relación con la contaminación por hidrocarburos.

Cabe esperar que la nueva Directiva-Marco sobre el Agua, cuya propuesta ya fue publicada por la Comisión Europea en 1997, también contribuya a mejorar la protección de las aguas subterráneas. No obstante, la escasa atención que parece haberse prestado al Programa Comunitario de Acción en Aguas Subterráneas, publicado en 1996, no permite ser demasiado optimista.

En resumen, en España –salvo contadas y honrosas excepciones- los estudios sobre la vulnerabilidad de los acuíferos imprescindibles para la protección de los recursos hídricos apenas se han iniciado. Probablemente continuará la misma situación mientras no se produzca algún lamentable accidente de contaminación con repercusión nacional o algún juez dicte sentencia por prevaricación ecológica contra algún cargo de la Administración hidráulica.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de acuíferos es, quizá, el problema más importante con el que se va a enfrentar la política del agua en las próximas décadas. No se trata de una novedad absoluta, puesto que hace más de veinte años algunos autores españoles ya lo habían mencionado adelantándose, por tanto, a lo que hoy día es una triste realidad (Custodio y Llamas, 1976). Cada vez van siendo más numerosas las publicaciones científicas sobre este tema, lo que manifiesta el interés y la preocupación que la comunidad científica está teniendo al respecto (Sahuquillo, 1994; Vrba, 1994; Vrba and Zaporozec, 1994).

Para ver la importancia del problema de la contaminación de las aguas subterráneas es oportuno reproducir lo que sobre este problema se dice en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas (25.XI.96) en la Propuesta de Decisión que la Comisión ha presentado al Parlamento Europeo y al Consejo de la EU relativa a un programa de acción para la gestión y la protección integradas de las aguas subterráneas. En dicho documento se dice lo siguiente: "la preservación de estas aguas freáticas, de especial importancia para garantizar el futuro suministro de agua dulce de alta calidad, constituye el principal objetivo de la política hidrológica comunitaria".

La preocupación sobre la contaminación de las aguas subterráneas está aumentando en todo el mundo desde hace algunas décadas. "En España (...) apenas existen estudios a escala nacional sobre la contaminación de nuestros acuíferos, fuera de los de reconocimiento y de carácter muy general. La contaminación por nitratos ha sido la más estudiada. Sobre unos contaminantes tan importantes como son los insecticidas y pesticidas, productos petrolíferos o metales pesados, hay muy pocos estudios (...). Sobre el resto de contaminantes o de actividades susceptibles de degradar la calidad de las aguas subterráneas, no se conocen más que estudios a gran escala o algunos de carácter muy local u ocasional" (Sahuquillo, 1994).

También, desde el punto de vista jurídico, la normativa sobre contaminación del Medio Ambiente ha sufrido un notable cambio en el campo del Derecho Penal llegándose, en el nuevo Código Penal, a una auténtica "exacerbación del principio de codificación en detrimento de las leyes penales especiales" (Rodríguez Ramos, 1997). Así, el llamado "delito ecológico" que se introdujo como artículo 347 bis en el Código Penal anterior, ha dado lugar, entre otros, a los artículos 325 y siguientes en el nuevo Código Penal, que "se refieren a supuestos de contaminación de cualquier sector ambiental (suelos, aguas continentales -superficiales o subterráneas- y marítimas o atmósfera), por cualquier actividad de vertido o emisión directa o indirecta contraviniendo las leyes u otras disposiciones de carácter general protectoras del medio ambiente que puedan perjudicar gravemente el equilibrio de los sistemas naturales". Por otra parte, la responsabilidad civil por daños al medio ambiente, encuentra una referencia constitucional en la descripción que efectúa el artículo 45 de la Carta Magna sobre el derecho de todos a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona. Dicho precepto establece la responsabilidad de los poderes públicos en relación con la vigilancia de la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva. "Las violaciones de ese derecho se corregirán mediante la imposición de las sanciones penales o administrativas que procedan o, en su caso, mediante la obligación de reparar el daño causado" (Tallón, 1997).

En febrero de 1998 apareció una noticia en un diario español (ABC, 14.II.98, pág. 52) en la que se informaba sobre la sanción penal impuesta a un empresario por contaminar un acuífero. Se decía: "La Audiencia de Tarragona ha condenado a una pena de ocho meses de prisión y una multa de siete millones y medio de pesetas al empresario Francesc Olivé por considerarlo responsable de la contaminación del acuífero que suministraba el agua potable a tres barrios de Valls (Tarragona). Según recoge la sentencia, el origen de esta contaminación provenía de diversos bidones almacenados sin protección en el exterior de la empresa, cuyo contenido, un disolvente conocido como tetracloruro de carbono, acabó filtrándose al subsuelo y contaminando el pozo, que proveía de agua potable a los barrios de Valls de la Fraternal, Aldaba y el núcleo de Vivers Llurbá. (...) Esta condena llega cuando todavía está reciente el caso del empresario Puigneró, el primer empresario que ingresó en prisión por delito ecológico (...)".

En el díptico que anunciaba un Coloquio-Debate sobre contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos en España, que tuvo lugar el 17.II.98 y que fue organizado por la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, con la colaboración del Instituto Tecnológico GeoMinero de España y de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español, se presentaba el tema con las siguientes palabras: "La contaminación de las aguas subterráneas por hidrocarburos, es un problema con importancia creciente en todos los países industrializados. En algunos de ellos se iniciaron, hace ya dos décadas, importantes progresos para la identificación, corrección y prevención de este problema, que con frecuencia está originado por vertidos o fugas procedentes de Estaciones de Servicio. En España, sólo en épocas muy recientes, comienzan a conocerse estos problemas, pero las acciones para evitarlos o remediarlos apenas acaban de iniciarse".

Para tener una idea de este "problema con importancia creciente", uno de los ponentes que participó en dicho Coloquio-Debate, D. Santiago Esteban, Dr. Ingeniero Industrial, cifró en unas 6.500 las estaciones de servicio existentes en España (dato procedente de la Enciclopedia Oilgas de 1996, que anualmente publican las grandes petroleras). Esto significa que el número de depósitos de combustible de las gasolineras españolas puede ser del orden de 26.000 a 28.000, aproximadamente. Este mismo autor, estimaba en su ponencia, que existen en España entre 250.000 y 300.000 depósitos de hidrocarburos para uso propio. Estas cifras hablan por sí solas de la magnitud a la que puede llegar el problema de contaminación por hidrocarburos.

Según Sanz Rubiales (1997), "una de las principales causas de contaminación de las aguas subterráneas es el inadecuado almacenamiento o transporte de materias primas (carburantes y combustibles líquidos derivados del petróleo) en polígonos industriales y estaciones de servicio de gasolina. Pues bien, habida cuenta del riesgo de contaminación hídrica por hidrocarburos, el Reglamento de Instalaciones Petrolíferas, aprobado por RD 2085/1994, de 20 de octubre (que se aplica tanto a refinerías como a instalaciones de distribución al por menor y venta al público: art. 2), contiene diversas disposiciones para evitar la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales. Las Instrucciones técnicas que incluye (ese Real Decreto) establecen prescripciones muy pormenorizadas para la construcción de estaciones de servicio y refinerías. Parten de un concepto estricto de contaminación de las aguas -estarán contaminadas las aguas que estén en contacto directo con los hidrocarburos (art. 3.14.01)- y establecen distintas disposiciones que deberán tenerse en cuenta tanto en las refinerías (MI-IP 01) como en los parques de almacenamiento de líquidos petrolíferos (MI-IP 02): técnicas para evitar la contaminación en la construcción de redes de drenaje (arts. 30.01 y 24.02), depuración de las aguas contaminadas antes de su vertido al medio natural

(arts. 31.01 y 25.02), etc (...). No obstante, cabe recordar que, además de lo anterior, los hidrocarburos están incluidos en la lista 'negra' de sustancias cuyo vertido en aguas subterráneas está prohibido, de acuerdo con las prescripciones del art. 254.5 del Reglamento del Dominio Público Hidráulico y las previsiones del Anexo al Título III del mismo Reglamento, derivadas de la Directiva Europea 80/68; finalmente, la Ley de Costas, en su art. 60, contiene también -de forma incidental- previsiones sobre vertidos de hidrocarburos en aguas continentales".

Sobre el diseño y construcción de estos depósitos, existe en España una legislación bastante reciente: el Real Decreto 2201/1995, del 28.XII.95, mediante el cual se aprueba la Instrucción Técnica Complementaria MI-IP 04 (Instalaciones fijas para la distribución, al por menor, de carburantes y combustibles petrolíferos en instalaciones de venta al público) y el Real Decreto 1497/1997, del 15.IX.97, mediante el cual se aprueba la Instrucción Técnica Complementaria MI-IP 03 (Instalaciones petrolíferas para uso propio). Esta última entró en vigor el 23.IV.98.

Entre los casos más importantes de contaminación por productos petrolíferos ocurridos en España y sobre los que existen publicados artículos científicos, podemos citar algunos ejemplos relativamente recientes:

a) desde 1981 vienen produciéndose episodios de contaminación orgánica en el área central de la cuenca del Besós diferenciándose dos grupos de contaminantes: compuestos aromáticos y disolventes no clorados, cuya aparición en las aguas subterráneas se debe a un doble proceso: infiltración directa en el terreno de una mezcla de xilenos desde instalaciones industriales, e infiltración desde redes de alcantarillado industrial en mal estado, de los disolventes (Navarro et al., 1993; Navarro et al., 1994). No se especifica el volumen de hidrocarburos vertidos;

b) en julio de 1988 se detectó la presencia de hidrocarburos en varios pozos de la localidad de Albolote (Granada). La contaminación procedía de una fuga en una tubería subterránea de una factoría situada a unos 300 m del límite nordeste del núcleo urbano. El volumen de hidrocarburos vertido (gasolina comercial) se estimó entre 40.000 y 50.000 litros (Cruz-Sanjulián et al., 1992; Olías y Cruz-Sanjulián, 1992; Cruz-Sanjulián y Olías, 1995);

c) en septiembre de 1991 se produjo una acción terrorista sobre un oleoducto que discurre a lo largo del valle bajo del río Llobregat. Como resultado de la misma se produjo un vertido incontrolado de alrededor de 70.000 litros de gasolina tipo "súper" (Custodio et al., 1993; Godé et al., 1993; Torredemer, 1993; Sánchez Vila et al., 1994).

Además, se tiene noticia, muchas veces informal, de otros casos, pero éstos o están "sub iudice" o esos datos proceden de informaciones parciales de técnicos de la Administración Medioambiental o de "consultings" que no desean o no pueden exponer esos datos oficialmente.

Los autores de este artículo fueron requeridos por el Juzgado de Instrucción nº3 de Coslada y, posteriormente, por el Juzgado de Instrucción nº3 de Alcobendas, para realizar sendos informes periciales sobre problemas de contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos en torno a dos estaciones de servicio.

2. ENFOQUE

El concepto de "vulnerabilidad" admite enfoques muy polifacéticos. Según Custodio (1994), "la vulnerabilidad sería como una medida cualitativa o cuantitativa de la mayor o menor facilidad con que se puede infligir un perjuicio (daño, deterioro o degradación)". Por tanto, es necesario hacer referencia a un perjuicio potencial concreto y a la susceptibilidad que tiene un determinado medio natural de ser afectado por ese perjuicio. En otras palabras, la vulnerabilidad se refiere a una cierta acción o forma de acción, y no a la intensidad, oportunidad y aplicación de esa acción, factores que conforman el riesgo. En el caso que aquí se trata, el bien que se ha de defender es la calidad de las aguas subterráneas.

Como se ha señalado en la Introducción, cada vez van siendo más numerosas las publicaciones -libros y revistas- que tratan, desde distintos puntos de vista, de la contaminación de acuiferos y de la protección que deben tener en función del uso del agua subterránea. Hay que tener en cuenta que implantar un sistema de de protección de aguas subterráneas ante cualquier sustancia contaminante, es una tarea difícil y compleja, que va a ser específica de cada situación concreta. Como afirmaba Foster (1987), lo más lógico sería tratar cada actividad contaminante en su ambiente hidrogeológico específico, de forma individual y evaluando de esta manera el riesgo a la contaminación.

Hoy en día, el interés que ha despertado todo lo relacionado con el medio ambiente, ha acrecentado, tanto dentro de la comunidad científica como de los políticos, la sensibilidad respecto a los temas de contaminación. Debido al papel fundamental que las aguas subterráneas desempeñan en el medio natural, cada vez se están produciendo más "conversiones" al agua subterránea. Hay que reconocer que, en gran medida, muchas veces se esconden criterios económicos bajo un planteamiento ecológico de respeto a la Naturaleza, especialmente en los países más desarrollados. Sin embargo, esta transformación al agua subterránea, aunque positiva, está lejos, todavía, de formar un auténtico cuerpo de doctrina, y la mejora que se está experimentando es muy lenta. Más adelante se abordarán las causas de esta demora.

3. CUESTIONES CONCEPTUALES

El agua subterránea es un recurso natural, renovable, vulnerable, importante para el desarrollo económico y social y para la conservación de determinados ecosistemas. La vulnerabilidad de las aguas subterráneas sería la capacidad que tiene un sistema acuifero para resistir a los impactos humanos y naturales.

Siguiendo a Custodio (1994), es común considerar que vulnerabilidad a la polución y a la contaminación son conceptos sinónimos. En la década de los 60, el concepto de vulnerabilidad se utilizó para tratar de ubicar determinadas actividades que entrañaban riesgo de contaminar las aguas subterráneas (Le Grand, 1964), aunque sin fines cartogáficos claros. A finales de la década, aparecen las primeras tentativas cartográficas en Francia, extendiéndose posteriormente a otros países. En España, el Instituto Geológico y Minero, a finales de la década de los 70, realizó la publicación de unos pocos mapas a escala 1:50.000 de carácter específico para la orientación de vertidos sólidos urbanos, que constituyen un caso especial de vulnerabilidad. Esa publicación, de momento, no parece haber continuado.

Según Custodio (1994), "se dice que un acuifero es poco vulnerable a la polución, cuando puede mantener una calidad física, salina, química, radioactiva y biológica respecto a parámetros considerados relevantes tal que difiera poco de los valores naturales". En otras palabras, la vulnerabilidad a la polución expresaría la incapacidad del sistema para asimilar las alteraciones producidas por la actividad antrópica.

Según la USEPA (1993), la vulnerabilidad del agua subterránea es la relativa facilidad con la que un contaminante (en este caso se considera un plaguicida), aplicado sobre o cerca de la superficie del terreno, puede migrar hasta un acuifero bajo un conjunto determinado de prácticas de gestión agrícola, características del plaguicida y condiciones de susceptibilidad hidrogeológica. Como puede verse, en este caso la definición de vulnerabilidad está relacionada únicamente con la aplicación de plaguicidas en las actividades agrícolas.

En Carbonell (1993), se adopta como definición de vulnerabilidad a la contaminación, "la tendencia o verosimilitud de que los contaminantes alcancen una determinada localización en el sistema de agua subterránea después de ser introducidos en algún lugar por encima del acuifero más somero".

Como indica Custodio (1994), el concepto de vulnerabilidad no necesariamente va ligado con el riesgo, ni con el interés o uso presente o futuro que tenga el acuifero, ni tampoco va a depender de la calidad real que tenga el agua del acuifero. Lo que parece claro es que la vulnerabilidad a la polución no es independiente del contaminante. Por este motivo, se distinguen dos tipos de vulnerabilidad de las aguas subterráneas (Vrba y Zaporozec, 1994):

a) Vulnerabilidad intrínseca o natural: aquella que es función de las condiciones naturales del acuifero y no considera ni los atributos ni el comportamiento de contaminantes específicos.

b) Vulnerabilidad específica: aquella que hace referencia a un contaminante o un grupo de contaminantes de propiedades similares.

La vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas va a estar en función de unos parámetros principales (como la recarga, el suelo, la zona no saturada y el propio acuifero) y de unos parámetros secundarios (la topografía, la naturaleza de la unidad geológica subyacente del acuifero y el contacto con las aguas superficiales o aguas de mar).

Respecto a la protección de la calidad de las aguas subterráneas, en el art. 40 de la Ley de Aguas, se establece que los Planes Hidrológicos de Cuenca comprenderán obligatoriamente el inventario de los recursos hídricos, los usos y demandas existentes y previsibles, los criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como la asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros. Entre los usos del agua, a efectos de protección contra la contaminación, según el art. 233.2 del Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH), "serán objeto de especial protección aquellos que corresponden a los abastecimientos de agua potable, impliquen afección a la salud humana o tengan asignada una función ecológica para la protección de zonas vulnerables o sensibles".

Como se señala en MIMAM (1998), Sahuquillo (1994) analizó varias alternativas de gestión de la calidad de las aguas subterráneas y destacó las ventajas de una protección diferencial en función

de las características del acuifero o del uso de sus aguas. Este mismo autor desarrolla extensamente este tema en su ponencia de estas Jornadas (Sahuquillo, 1998).

4. MAPAS DE VULNERABILIDAD

El RDPH estabece en su art. 237.3, que los estudios de evaluación de efectos medioambientales, en los casos de contaminación que pudieran afectar a las aguas subterráneas, incluirán la evaluación de las condiciones hidrogeológicas de la zona afectada, el eventual poder depurador del suelo y del subsuelo y los riesgos de contaminación y alteración de la calidad de las aguas subterráneas.

Por otra parte, el Programa 6 del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (MOPTMA y MINER, 1994), tiene como objetivo, en su primera fase, la zonificación o caracterización del territorio de cada cuenca hidrográfica, mediante mapas de vulnerabilidad que diferencien distintos ámbitos hidrogeológicos. Un desarrollo algo más detallado sobre la situación española en política de protección puede encontrarse en MIMAM (1998).

La elaboración de mapas de vulnerabilidad en España, estuvo orientada inicialmente al emplazamiento de vertederos de residuos sólidos urbanos. Como antes se dijo, el Instituto Geológico y Minero de España, a finales de los 70, comenzó la publicación de una serie de mapas a escala 1:50.000 que tenían esa finalidad. Ahora bien, ¿qué eficacia práctica han tenido esos mapas en la elección de zonas aptas para emplazar vertederos de residuos sólidos urbanos? Actualmente, tanto estos vertederos como los industriales, constituyen un problema sin resolver en España. Como apunta Sahuquillo (1998) en su ponencia de estas Jornadas, "son corrientes los vertidos en superficie o en cauces de barrancos y ríos secos, de residuos sólidos y líquidos, sin ninguna clase de control o permiso". Lo mismo puede decirse del peligro que suponen para la calidad de las aguas subterráneas, la existencia de numerosos pozos abandonados que carecen de una tecnología apropiada para su diseño, construcción y abandono (Hernández et al.1998). Por ejemplo, en los EEUU, varias asociaciones profesionales como la American Water Works Association y la National Ground Water Association, llevan varias décadas recomendando el seguimiento de unos estándares para la construcción y abandono de pozos de producción de agua. Los métodos más efectivos para prevenir que los pozos lleguen a convertirse en vías de conducción de la contaminación serían, según estas agencias, la adecuada cementación de la parte superior del espacio anular durante la construcción de los pozos, y el apropiado sellado de los pozos abandonados. Estos estándares han sido adaptados formalmente en muchas regiones de los EEUU.

Disponer de mapas de vulnerabilidad a escala adecuada para cada situación, puede evitar, en muchos casos, una mala adecuación de las actividades al medio natural. Recientemente, dentro del proyecto regional de ordenación territorial "Documento Sectorial de Medioambiente para el Plan Regional de Madrid" (PRET), algunos autores (Navas et al. 1998) realizaron los mapas de cantidad, calidad y vulnerabilidad de acuiferos de la Comunidad de Madrid. Los principales parámetros que se tuvieron en cuenta para elaborar estos mapas de vulnerabilidad fueron: espesor y litología de la zona no saturada, aspectos litológicos y geológicos del área de estudio así como la determinación de zonas de recarga y descarga de los acuiferos. El desarrollo de esta investigación es tratado en una comunicación de estas Jornadas.

5. PERIMETROS DE PROTECCION

El establecimiento de perímetros de protección, tanto de acuiferos como de captaciones, constituye teóricamente una herramienta básica para prevenir la contaminación y preservar la cantidad del recurso.

La figura del perímetro de protección para las aguas minerales, aparece en nuestra jurisprudencia en el Reglamento Español de 1868 (cf. ITGE, 1991). Su art. 19 prohibía la realización de trabajos dentro del perímetro del establecimiento balneario sin permiso del Ministerio de Gobernación. Posteriormente, el estatuto sobre explotación de aguas minero-medicinales de 1928, fija para los manantiales declarados de utilidad pública una zona de expropiación forzosa consistente en un cuadrado de 300 m de lado, con el fin de proteger la integridad y pureza del manantial. Más adelante se hace referencia a un perímetro de protección variable en cada caso según la constitución del terreno pero encaminado únicamente a proteger los derechos de explotación del dueño del manantial (ITGE, 1991).

El texto legal actual de mayor rango que habla de los perímetros de protección es la Ley de Aguas y el Real Decreto sobre el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH). Igualmente, el Código Alimentario (Decreto 2848/1967), la Ley de Minas y la Reglamentación técnico-sanitaria para el abastecimiento y control de la calidad de las aguas potables de consumo público (Real Decreto 1138/1990), tratan en algunos de sus artículos, aspectos relacionados con los perímetros. El borrador del anteproyecto de Ley del PHN presentado por el MOPTMA en 1993, establecía en su art. 49 que para antes del año 2002, todas las poblaciones que se abastecen mediante aguas subterráneas y que tienen más de 15.000 habitantes, deberían tener establecidos sus perímetros de protección. Del mismo modo, antes del año 2012 lo estarán para las poblaciones con más de 2.000 habitantes.

Hay que tener en cuenta que la figura de los perímetros de protección de captaciones para abastecimiento público, aunque recogida en la legislación española de aguas, no se ha visto hasta la fecha reflejada en disposiciones legales en zonas concretas. Aunque se han realizado estudios y propuestas técnicas para su delimitación, la aprobación oficial no se ha producido aún (MIMAM, 1998). Estamos a finales de 1998 y poco o nada parece haberse hecho en este tema, con la excepción de declarar una dudosa zona de protección para todo el acuifero del Terciario detrítico de Madrid en el Plan Hidrológico del Tajo, aprobado por el Gobierno en 1998.

El Programa 7 del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (MOPTMA y MINER, 1994), está dirigido a preservar la calidad del agua subterránea en las captaciones para uso doméstico mediante el establecimiento de perímetros de protección. Las actuaciones previstas son las siguientes:

a) Identificación y caracterización de las captaciones existentes: tipología, población abastecida, volúmenes extraídos, etc.
b) Caracterización hidrogeológica del acuifero y definición de las obras de captación.
c) Delimitación de las zonas de influencia de las captaciones en función de los diferentes grados de protección que requieren.
d) Inventario de las instalaciones y actividades potencialmente contaminantes en cada una de

las zonas de influencia.

e) Análisis de las normas y planes municipales sobre el uso del suelo en estas mismas zonas.

f) Propuestas de medidas de actuación: adecuación de actividades existentes, limitaciones sobre instalaciones futuras, acciones correctoras específicas y, en su caso, propuesta de cambio de emplazamiento de la captación.

El ITGE elaboró en 1991 una guía metodológica para el diseño de perímetros de protección de captaciones de aguas subterráneas, en la que se analizan cuestiones relativas a zonificación, criterios de delimitación, aspectos técnicos y sistemas de control y vigilancia. Después de trece años desde la promulgación de la Ley de Aguas, la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas parece tener intención de realizar un estudio comparativo de la normativa y de los procedimientos administrativos seguidos en distintos países, con objeto de elaborar un manual para los Organismos de Cuenca (cf. MIMAM, 1998).

Los criterios habitualmente empleados para la delimitación de perímetros son (ITGE, 1991):

a) Evitar que debido al bombeo, se produzcan variaciones en el flujo del agua subterránea en las inmediaciones de la captación y que puedan provocar la llegada de sustancias indeseables a la misma.

b) Asegurar que la contaminación será inactivada en el trayecto entre el punto de vertido y el lugar de extracción.

c) Proporcionar un tiempo de reacción que permita el empleo de otras fuentes de abastecimiento alternativas, hasta que se reduzca a niveles tolerables el efecto de una contaminación.

d) Garantizar la protección de la calidad de las aguas subterráneas en la totalidad del área de alimentación de una captación.

Los perímetros de protección establecen un sistema de zonas rodeando la captación, en el interior de las cuales se restringen o prohiben de forma graduada (en función de la proximidad a la misma) las actividades susceptibles de modificar la calidad del agua subterránea. De este modo, el ITGE (1991), propone el establecimiento de tres zonas de protección:

1. Zona I: zona inmediata o de restricciones absolutas.
2. Zona II: zona próxima o de restricciones máximas.
3. Zona III: zona alejada o de restricciones moderadas.

Las características de cada una de estas zonas se explican detalladamente en ITGE (1991).

Por otra parte, la EPA define las siguientes clases de acuíferos:

1. Clase I: Especial. Son de valor extraordinariamente alto y están caracterizados bien como: a) una fuente de agua disponible para una población importante, o b) ecológicamente vital.

2. Clase II: Fuentes actuales y potenciales de agua potable o que tienen otros usos. Presenta dos

subclases: IIA en uso y IIB potenciales.

3. Clase III: Fuentes de pequeña utilidad y que no son potencialmente utilizables. Tiene dos subclases: IIIA con conexión alta a intermedia y IIIB con conexión pequeña con otros acuiferos o aguas superficiales inmediatas.

El Programa 8 del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (MOPTMA y MINER, 1994), contempla la protección de zonas húmedas y otros espacios relacionados con las aguas subterráneas. Según MIMAM (1998), actualmente existe cierta actividad administrativa directamente relacionada con este programa, en los Parques Nacionales de Doñana y Tablas de Daimiel, pero la efectividad de esas acciones, al menos en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, es extraordinariamente dudosa (cf. Cruces et al., 1998).

Es importante destacar que la ausencia de una aprobación oficial sobre las disposiciones legales específicas referentes a perímetros de protección, puede llevar consigo ciertos abusos por parte de los Organismos de Cuenca y convertirse en un auténtico monopolio o "reserva del Estado". Este puede ser el caso, ya antes mencionado, del perímetro de protección para usos urbanos, delimitado por la Confederación Hidrográfica del Tajo en la Unidad Hidrogeológica 03.05 (Madrid-Talavera) que se convierte, de este modo, en un auténtico monopolio del Canal de Isabel II. Además, en este caso nos podemos encontrar que se cumpliría aquello de "el perro del hortelano que ni come ni deja comer", dado el conocido rechazo práctico del Canal de Isabel II al uso "real y efectivo" conjunto de las aguas superficiales y subterráneas (cf. Llamas et al., 1996).

6. DIFICULTADES PRINCIPALES

Podemos preguntarnos por la repercusión social que las medidas que en estas Jornadas se están exponiendo, están teniendo en la vida práctica. Por ejemplo, ¿qué mejoras se han experimentado desde el Simposio que, en Barcelona, organizó el Curso Internacional de Hidrología Subterránea en 1981? Parece que la respuesta no es muy optimista o no es todo lo positiva que cabría esperar. La experiencia parece indicar que, como en otros países, lo único que verdaderamente va a servir para garantizar la protección de la calidad de las aguas subterráneas es la incoación de procesos penales a aquellas personas físicas o jurídicas reponsables de delitos de contaminación de aguas subterráneas, tanto por omisión como por comisión.

Recientemente, dos juzgados de instrucción de la Comunidad de Madrid (en Coslada y Alcobendas), requirieron de uno de estos autores, a instancias del ministerio fiscal, la elaboración de dos informes periciales sobre la contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos, en torno a dos estaciones de servicio. La noticia de esa contaminación fue comentada en detalle por la prensa nacional. En el caso de la estación de servicio de San Fernando de Henares, el Juzgado de Instrucción nº3 de Coslada, impuso una fianza de mil millones de pesetas en concepto de responsabilidad civil subsidiaria a la compañía petrolífera responsable de la contaminación del acuifero del Jarama por hidrocarburos. Esta medida cautelar fue adoptada ante los supuestos daños ocasionados al agua subterránea por la fuga, a finales de 1992, de unos 200.000 litros de combustible procedentes de una gasolinera de San Fernando de Henares. Es importante destacar que, es este caso, la Confederación Hidrográfica del Tajo, máximo garante de la gestión y protección del dominio público hidráulico, se pudo inhibir de ofrecer o exigir ningún tipo de solución, amparándose en

el art. 112 de la vigente Ley de Aguas: "En los supuestos en que las infracciones pudieran ser constitutivas de delito o falta, la Administración pasará el tanto de culpa a la jurisdicción competente y se abstendrá de proseguir el procedimiento sancionador mientras la autoridad judicial no se haya pronunciado (...)". Al amparo de esta ley, la Confederación Hidrográfica del Tajo parece haber permanecido pasiva durante más de cuatro años mientras la contaminación de las aguas subterráneas iba extendiéndose en dirección al río Jarama.

Como antes se recordó, a principios de 1998, la Audiencia de Tarragona condenó a una pena de ocho meses de prisión y una multa de siete millones y medio de pesetas, a un empresario por considerarlo responsable de la contaminación del acuifero que suministraba agua potable a tres barrios de Valls (Tarragona). Este parece ser, hasta ahora, el único caso de sentencia de prisión por contaminación de aguas subterráneas.

Parece que, lamentablemente, el único camino o, al menos el más eficaz, para preservar las aguas subterráneas de la contaminación, va a ser el de incoar un procedimiento penal o administrativo a los autores de la contaminación y, si ha habido negligencia culpable, también a aquellos responsables de la Administración hidráulica que tienen la obligación de proteger la calidad de las aguas subterráneas, tanto a nivel local como regional y nacional.

6.1. Causas físicas de las dificultades

Las aguas subterráneas son, para muchos, un recurso invisible y un tanto misterioso, sujeto a numerosas incertidumbres. Como Custodio y Llamas (1997) afirman, subsiste todavía en algunos dirigentes de la Administración hidráulica, el viejo hidromito que todo pozo se seca o se saliniza. Consecuentemente -según estos dirigentes de la política del agua española- la única puerta abierta que queda sería gestionar la oferta del agua mediante la construcción de grandes obras hidráulicas. Queremos destacar la expresión "gestión de la oferta" en lugar de "gestión de la demanda" que sería lo más eficaz, productivo y barato en nuestros días. Parece que los responsables de la política hidráulica española siguen aferrados a la política de gestionar la oferta además de no atender ni entender el papel de las aguas subterráneas, aun cuando su utilización es lo bastante importante como para merecer una atención preferente a su gestión y a su defensa contra la contaminación. Es bueno recordar que con aguas subterráneas se abastece a un tercio de la población española, cifra que se aproxima al 90% en las Islas Baleares y Canarias; con ellas se riegan casi un millón de hectáreas, con un bombeo de 4 ó 5 km^3/año, y se obtiene un rendimiento económico y social (puestos de trabajo), mayor que el producido en los dos millones y medio de hectáreas de regadío con aguas superficiales, en las que se utilizan unos 20 km^3/año.

6.2 Ignorancia, negligencia o falta de medios en los Organismos de Cuenca

La escasa participación que están teniendo las aguas subterráneas en la planificación hidrológica española, es una manifestación clara del anquilosamiento, por parte de algunos responsables de la Administración hidráulica, en las ideas de Joaquín Costa o de Lorenzo Pardo de hace ya un siglo. Con esta afirmación no se pretende criticar la labor llevada a cabo por aquellas personas puesto que sus ideas fueron adecuadas para su época. A finales del siglo XX existen en España

cerca de 1.200 presas y, en el mundo desarrollado, se está pasando aceleradamente de una política de gestión de la oferta a una política de gestión de la demanda. Cada vez va siendo más frecuente, en aquellas naciones técnicamente más avanzadas, la utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas para gestionar la demanda del agua. Como recuerda Llamas (1994), el uso de aguas subterráneas fue la solución más eficaz y universal para combatir la sequía de 1987 a 1992 en California. Se empieza a vislumbrar ya una nueva cultura del agua aunque, algunas veces, parece que se queda meramente en el plano teórico. Así, en España, todavía predomina la solución de la construcción de embalses superficiales o de trasvases, para hacer frente a los efectos adversos de los periodos climáticos secos. Esta era la filosofía básica del PHN (cf. MOPTMA, 1993). La persistencia de este enfoque anticuado se debe a dos causas fundamentales (cf. Llamas 1998):

1. La ignorancia y/o negligencia en estos temas por gran parte de ingenieros de los Organismos de Cuenca.

2. La generalizada "cultura de la subvención" que lleva a que prácticamente todas las obras hidráulicas sean declaradas de interés general y pagadas por todos los españoles y no por sus directos beneficiarios.

6.3. La escasa concienciación del gran público

Hoy día es innegable la gran influencia que tienen los medios de comunicación social en el gran público. A veces son los principales transmisores de ideas erróneas y distorsionadas de la realidad. Pero no son los únicos aunque sí los más potentes. También hay que contar con los grupos políticos, con algunos grupos económicos relacionados con el agua y con las asociaciones ecologistas. El caldo de cultivo que permite o favorece la actuación de tan diversos grupos, es la falta de información y educación del gran público en relación con aspectos básicos de la gestión de los recursos hídricos.

Llamas (1991) aludió por ejemplo a las deficiencias de las campañas españolas para la concienciación ciudadana de la necesidad del ahorro del agua y a la inexistencia de ordenanzas municipales que exijan el empleo de artificios domésticos que faciliten el ahorro del agua. Poco parece haberse avanzado en España en este campo.

El desastre ecológico producido a finales del mes de abril del presente año en Doñana está teniendo una amplia difusión en los medios de comunicación. ¿Será el caso Doñana el punto de partida para que el gran público tome conciencia del problema que supone la contaminación del agua superficial y del agua subterránea? Para contestar a esta pregunta habría que dejar pasar un poco de tiempo. Sin embargo, se precisa una educación hidrológica sistemática en todos los niveles de la enseñanza, en los responsables de la gestión del agua en el ámbito local, regional y nacional, en las comunidades de usuarios, grupos conservacionistas y en todos los sectores que, de un modo u otro, tengan relación con el recurso agua.

6.4. La aplicación de la ley

Podemos hacernos la siguiente pregunta: ¿va a ser posible solucionar el problema de la conta-

minación del agua subterránea, con la legislación española vigente? Hay que tener en cuenta que la contaminación de las aguas subterráneas, es el problema más importante con el que se enfrenta la Unión Europea en este final de siglo. Así lo expresa, como ya se dijo en la Introducción, la Propuesta de Decisión que la Comisión presentó al Parlamento Europeo y al Consejo de la EU relativa a un programa de acción para la gestión y la protección integradas de las aguas subterráneas (Diario Oficial de las Comunidades Europeas del 25.XI.96). Es de esperar, por tanto, que la nueva Directiva-Marco sobre el Agua, cuya propuesta ya fue publicada por la Comisión Europea en 1997, contribuya a mejorar la protección de las aguas subterráneas. Sin embargo, la escasa atención que parece haberse prestado al Programa Comunitario de Acción en materia de Aguas Subterráneas (publicado en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas del 25.XI.96), no permite ser demasiado optimistas.

Cuando se detecta una contaminación en el agua subterránea, muy probablemente su causa se originó hace ya algún tiempo y es fácil que se haya extendido a lo largo de la dirección del flujo subterráneo. Este hecho pone de manifiesto la urgencia que se requiere para actuar y evitar o, al menos, frenar o detener el avance de la contaminación. Sin embargo, la filosofía que subyace en la vigente Ley de Aguas parece ir por otros derroteros. Como se comentó anteriormente, en el art. 112 de la Ley de Aguas, se contempla la abstención del procedimiento administrativo en el caso de iniciarse un proceso penal hasta que la autoridad judicial se pronuncie. Este enfoque no parece el más adecuado para proteger la calidad de las aguas subterráneas. Es conocida por todos la especial lentitud de la Justicia en España, mientras que la propagación de la contaminación en el acuifero sigue su curso "natural" hasta que no se inicien las tareas de descontaminación.

7. CONCLUSIONES

El problema de la contaminación de las aguas subterráneas en España, no ha recibido aún la atención que merece, ni por el público ni por el Ministerio de Medio Ambiente. Existen muy pocos estudios de detalle a escala nacional, y muchos de los realizados son de reconocimiento y a gran escala. Se han publicado todavía pocos estudios sobre pesticidas, metales pesados, productos petrolíferos y solventes clorados. Los focos potenciales de contaminación son numerosos: depósitos enterrados de gasolina y productos químicos, vertederos de residuos sólidos urbanos e industriales, fertilizantes y abonos, etc. De ahí, la necesidad de investigar más y de dar prioridad al estudio de las medidas preventivas contra la contaminación. De todos modos, es aún más importante lograr una concienzación ciudadana que valore el respeto al entorno natural y la trascendencia que tiene, tanto para esta generación como para las futuras, la protección de la calidad de las aguas subterráneas. El recurso agua es una realidad variable y compleja, cuyos múltiples usos son necesarios, si no imprescindibles, para que el hombre pueda desarrollar su vida con dignidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARBONELL, A.J. (1993). "Groundwater vulnerability assessment: predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty". National Research Council. National Academy Press, Washington D.C, 204 pp.

CRUCES, J., HERNÁNDEZ, J.M., LÓPEZ, G. y ROSELL, J., (coords.) (1998). "De la noria a la bomba.

Conflictos sociales y ambientales en la cuenca alta del río Guadiana". Colección Nueva Cultura del Agua nº4. Ed. Bakeaz, Bilbao, 343 pp.

CRUZ-SANJULIÁN, J.J., y OLÍAS, M. (1995). "Characterization of Hydrocarbon spreading in an alluvial aquifer by cross correlation study of precipitation and contaminant content data". Kluwer, Academic Publishers. Water, Air and Soil Pollution, 81, pp.337-347.

CRUZ-SANJULIÁN, J.,. OLÍAS, M., RUBIO, J.C. y DEL VALLE, M. (1992). "Hydrogeological investigation of hydrocarbon contamination of groundwater in Albolote, Granada, Spain". Ground Water Monitoring Review, V. Summer, pp.188-194.CUSTODIO, E. (1994). "Vulnerabilidad de los acuiferos a la polución". Trabajo realizado en el marco del Proyecto sobre "Inventario de Recursos de Agua Subterránea en España", patrocinado por la Comisión Europea (contrato nº B4-3040/92/8347, DGXI-MOPTMA, 1992-1994), 25 pp.

CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. (1976, 1983). "Hidrología Subterránea", Ed. Omega, 1ª y 2ª Edición, cap. 18.3. Barcelona, pp.1905-1931.

CUSTODIO, E., CARRERA, L., SÁNCHEZ-VILA, X., MEDINA, A., MANZANO, M. Y GALARZA, G. (1993). "Modelling a Large Oil Spill in the Aquifer of the Llobregat Lower Valley", Environmental Pollution, International Conference on Environmental Pollution 2 (ICEP 2), Volume I, pp. 369-376. European Centre for Pollution Research.

CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R., (1997). "Consideraciones sobre la génesis y evaluación de algunos hidromitos en España" en En Defensa de la Libertad , Instituto de Estudios Económicos, Madrid, pp. 167-179.

FOSTER, S.S.D. (1987). "Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy". En Conference on vulnerability of soil and groundwater to pollutants. La Haya, IAH, pp. 174-179.

GODÉ, L.X., SERENA, C., FERRER, R. Y VALDÉS, J.L. (1993). "Petroleum Pollution of the Baix Llobregat aquifer: decontamination measures taken and the results obtained", Environmental Pollution, International Conference on Environmental Pollution 2 (ICEP 2), Volume I, pp. 195-202. European Centre for Pollution Research.

HERNÁNDEZ, M.E., LLAMAS, M.R. y CRUCES, J., (1998). "El impacto de los pozos abandonados sobre el acuifero detrítico del Terciario de Madrid". Boletín Geológico y Minero, Madrid, Vol. 109-4, pp. 395-402.

INSTITUTO TECNOLOGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (ITGE) (1991). "Guía metodológica para la elaboración de perímetros de protección de captaciones de aguas subterráneas". Primera edición , 289 pp.

LE GRAND, H.E. (1964). "Systems for evaluation of contamination potential of some waste disposal sites". Journal of the American Water Works Association (AWWA) 56, pp. 959-974.

LLAMAS, M.R. (1991)."Aspectos generales de las sequías en España y posibles acciones para mitigar sus efectos". Revista de la Real Academia de Ciencias, Madrid, Vol. 85, num 2-3, pp. 193-204.

LLAMAS, M.R. (1994). "El Agua en España: problemas y soluciones". Instituto de Economía y Mercado. Papeles del Instituto nº2, 33 pp.

LLAMAS, M.R. (1998). "Ministerio de Medio Ambiente o Ministerio de Obras Públicas". La Ley-Actualidad, 19 enero 1998, pp. 1-17.

LLAMAS, M.R., VILLARROYA, F. y HERNÁNDEZ, M.E. (1996). "Causes and effects of water restrictions

in Madrid during the drought of 1991/93". Hydrology and Hydrogeology of Urban and Urbanizing Areas. American Institute of Hydrology, Annual Meeting, Boston, Massachusetts, April, 21-26, pp., WQD, 10-19.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (MIMAM) (1998). "Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en España. Propuestas de protección". Secretaría de Estado de Aguas y Costas. 144 pp.

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTE Y MEDIO AMBIENTE (MOPTMA) (1993). "Memoria del Plan Hidrológico Nacional", 230 pp.

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTE Y MEDIO AMBIENTE (MOPTMA) Y MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGÍA (MINER) (1994). "Libro Blanco de las Aguas Subterráneas". Centro de publicaciones del MOPTMA, 135 pp.

NAVARRO, A., FONT, X., VILADEVALL, M. Y CASAS, A. (1993). "Origen y evolución de la contaminación por hidrocarburos en los acuíferos de la cuenca del Besós (Barcelona)". Problemática Ambiental y Desarrollo, V Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio. Murcia, pp. 129-138.

NAVARRO, A., VIRTO, L., FONT, X. Y VILADEVALL, M. (1994). "Evaluación y modelización preliminar de la contaminación por hidrocarburos en los acuíferos de la zona central de la cuenca del río Besós (Barcelona)", en Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Tomo I, pp. 231-245. Asociación Internacional de Hidrogeólogos- Grupo Español.

NAVAS, E., GARCÍA, M., LLAMAS, M.R. y VRBA, J., (1998). "La vulnerabilidad de las aguas subterráneas en el Plan Regional de la Comunidad Autónoma de Madrid". Trabajo realizado dentro del Proyecto "Documento Sectorial de Medioambiente para el Plan Regional de Madrid". Universidad Politécnica de Madrid.

OLÍAS, M y CRUZ-SANJULIÁN, J.J. (1992). "Aportación de los datos hidroquímicos al estudio de un caso de contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos", Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Tomo XVI, pp. 441-454. Asociación Española de Hidrología Subterránea. (Grupo de Trabajo de Hidrogeología). V Simposio de Hidrogeología, Alicante III.92.

RODRÍGUEZ RAMOS, L. (1997). "La nueva protección penal del ambiente". Jornada sobre responsabilidad medioambiental organizada por la Comisión de Medio Ambiente del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, el 22.I.97. Madrid.

SAHUQUILLO, A. (1994). "Protección, detección y control de la contaminación de acuíferos", en Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, Tomo I, pp. 25-36. Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español.

SAHUQUILLO, A. (1998). "La calidad y la contaminación de las aguas subterráneas en España. Quo vadimus ?" . Conferencia de clausura pronunciada en las Jornadas sobre "La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente", Valencia, 8-11 junio 1998.

SÁNCHEZ VILA, X., MANZANO, M., CARRERA, J., MEDINA, A., GALARZA, G. Y CUSTODIO, E. (1994). "Simulación del movimiento en el medio saturado de un vertido accidental de gasolina en el Valle Bajo del Llobregat, Barcelona", en Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, Tomo I, pp. 265- 278. Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español.

SANZ RUBIALES, I. (1997). "Los vertidos en aguas subterráneas. Su régimen jurídico". Ediciones Jurídicas y Sociales, S.A., Madrid, 281 pp.

TALLÓN YÁGUEZ, F.M. (1997). "La responsabilidad civil medioambiental: nuevas tendencias en la reparación de los daños. El modelo de la Unión Europea". Jornada sobre responsabilidad medioambiental orga-

nizada por la Comisión de Medio Ambiente del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, el 22.I.97. Madrid.

TORREDEMER, A.G. (1993). "General Hydrogeological Conditions with Special influence over a Petrol Pollution Episode at the Baix Llobregat Aquifer in Catalonia, Spain", Environmental Pollution, International Conference on Environmental Pollution 2 (ICEP 2), Volume I, pp. 270-275. European Centre for Pollution Research.

USEPA (1993)."A review of methods for assessing aquifer sensivity and groundwater vulnerability to pesticide contamination". U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C.

VRBA, J. (1994). "Ground Water Protection Estrategy, Policy and Management", en Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, Tomo II, pp. 363-384. Asociación Internacional de Hidrogeólogos- Grupo Español.

VRBA, J. y ZAPOROZEC, A. (1994). "Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability". Internacional Association of Hydrogeologists/UNESCO. Tomo 16, Verlag Heinz Heise. Alemania.

LA CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS KÁRSTICOS LIGADA A LA SOBREEXPLOTACIÓN

ANDREU RODÉS, José Miguel*; ESTÉVEZ RUBIO, Antonio*; MORELL EVANGELISTA, Ignacio y PULIDO-BOSCH, Antonio*****

(*) Profesor del Departamento de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente de la Universidad de Alicante. Apartado de Correos 99. 03080 SAN VICENTE (ALICANTE)
(**) Profesor del Departamento de Ciencias Experimentales de la Universidad Jaume I Campus de Borriol. 12080 CASTELLÓN
(***) Profesor del Departamento de Hidrogeología y Química Analítica de la Universidad de Almería

RESUMEN

La explotación intensiva de los acuíferos kársticos de Crevillente y Cid en la provincia de Alicante ha provocado un deterioro de la calidad de sus aguas. En este sentido, la sobreexplotación puede ser considerada como un tipo de contaminación de aguas subterráneas. No obstante, ese deterioro no muestra un comportamiento generalizado extrapolable a todos los sistemas kársticos. La presencia de materiales evaporíticos en profundidad, los aspectos hidrodinámicos, el tiempo de residencia del agua en el acuífero, así como la influencia de los distintos períodos climáticos son los principales factores que van a condicionar el aumento de la mineralización de las aguas.

Palabras Clave: *contaminación, sobreexplotación, acuífero kárstico, Crevillente, Cid.*

INTRODUCCIÓN

La explotación intensiva de las aguas subterráneas puede producir un aumento progresivo de la mineralización y, por consiguiente, el deterioro de la calidad original. Con el tiempo las modificaciones de las características iniciales del agua pueden ser tales que deje de ser apta para el uso a que se destina. En este sentido, la sobreexplotación debe ser entendida como un tipo de contaminación. El caso más extremo de este tipo de contaminación se produce en acuíferos costeros en que la pérdida de calidad se debe a la presencia de agua marina. Sin embargo, ese deterioro puede ocasionarse también lejos de la línea de costa, en acuíferos interiores exentos de cualquier fenómeno relacionado con la intrusión marina KIMBLIN *et al.* (1991), MIMOUNI et *al.* (1991), TRAVI

(1992). En el SE español existen ejemplos en los que se ha podido constatar un enriquecimiento salino con el aumento de la profundidad de extracción RODRÍGUEZESTRELLA y GÓMEZ de las HERAS (1986), RUIZ-TAGLE *et al.* (1989), PULIDO-BOSCH (1991), CERÓN (1997), PULIDO-BOSCH *et al.* (1997).

En la Comarca del Vinalopó en la provincia de Alicante son varios los acuíferos kársticos que están y/o estuvieron sometidos a unas extracciones muy superiores a sus recursos y, por tanto, a una clara sobreexplotación. Dos de estos sistemas son el Acuífero de Crevillente y el Acuífero del Cid. Se trata de dos casos que han sufrido y continúan sufriendo el aumento de mineralización de sus aguas. En el Acuífero del Cid este problema ha sido tan acusado, que puede considerarse como un ejemplo de "acuífero abandonado por salinización". De los más de treinta puntos de extracción existentes en el pasado, tan sólo se utilizan en la actualidad tres.

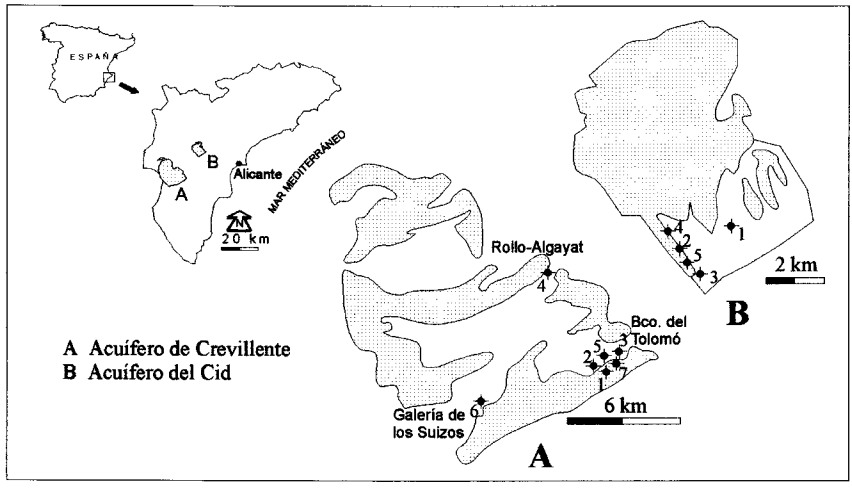


Figura 1. Localización geográfica de los acuíferos estudiados y ubicación de los puntos acuíferos.

En el presente trabajo se ha pretendido establecer la evolución hidroquímica de estos dos sistemas a medida que descendían los niveles. En estos acuíferos sobreexplotados en los que se producen descensos muy acusados, el estudio de las determinaciones analíticas en diferentes momentos, además de posibles variaciones estacionases, puede aportar información sobre las distintas características del agua a las profundidades que se extrae. A pesar de que la información histórica suele ser escasa y discontinuo, en algún caso se ha podido contar con algunos datos analíticos que permiten tener una idea aproximada de la evolución mantenida.

EL EJEMPLO DEL ACUÍFERO DE CREVILLENTE

Situado en la Comarca del Medio Vinalopó en la parte meridional de la provincia de Alicante, comprende una superficie aproximada de 140 km^2. Está constituido por materiales subbéticos dispuestos tectónicamente, por un cabalgamiento, sobre el dominio Prebético en el NE de la Cordillera Bética. El acuífero está formado por más de 500 m de dolomías, calizas dolomíticas y calizas jurá-

sicas. En la base existen arcillas y evaporitas de edad triásica o un material limoarcilloso de naturaleza calizo-dolomítica resultante de la trituración de la roca acuífera en la zona del cabalgamiento ANDREU (1997).

La explotación de forma intensiva comenzó en 1966. Desde el principio, las extracciones se concentraron en el borde meridional del acuífero: sector occidental (Galería de los Suizos) y oriental de la Sierra de Crevillente (Barranco del Tolomó). A partir de 1980, se empezó a bombear también al S de la Sierra del Rollo y Algayat. Las fuertes extracciones a las que se vio sometido este sistema provocaron un descenso continuado de los niveles hasta 1988 (figura 2a), existiendo años como 1979 y 1983, en que se produjeron pérdidas de cota de hasta 30 m. Tan sólo entre 1989 y 1991, periodo caracterizado por una alta pluviometría y disminución de las extracciones, cambió el comportamiento. Así, en el Barranco del Tolomó se produjeron notables recuperaciones y en el sector occidental el nivel se mantuvo relativamente estabilizado. Sin embargo, pasado éste, nuevamente siguió la tónica descendente hasta llegar a sobrepasarse profundidades de 450 m como ha ocurrido en estos últimos años.

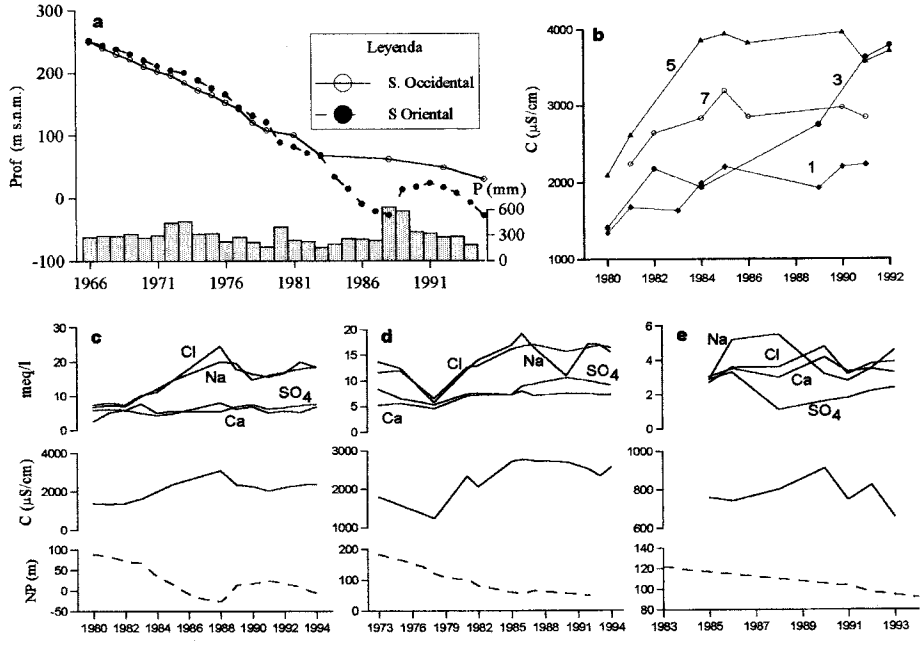


Figura 2. Evolución piezométrica del Acuífero de Crevillente (a). Evolución de la conductividad eléctrica del agua en algunos puntos del Bco. de Tolomó (b). Comportamiento de la conductividad, nivel piezométrico (m.s.n.m.) y principales iones en el punto nº 2 del Tolomó (c), punto nº 6 de la Galería de los Suizos (de) y punto nº 4 del sector del Rollo-Algayat (e).

En cuanto al quimismo, la información sobre las características fisicoquímicas originales de las aguas de este acuífero es muy escasa; ello se debe en buena parte a la carencia de surgencias naturales relacionadas con el mismo. Los primeros datos al respecto son cualitativos y apuntan que, ya inicialmente había una cierta zonación hidrogeoquímica espacial, siendo las aguas del borde meridional las de mayor mineralización. La razón de ello podría deberse a que en esta parte, el acuífe-

ro se pone en contacto directo con una banda de materiales del Keuper rica en evaporitas (yesos y halita mayoritariamente).

El sector del Barranco del Tolomó es el más influido por el deterioro de la calidad y en el que más captaciones tuvieron que abandonarse por dicha causa. La información aportada por algunas columnas litológicas confirma la presencia de las facies del Keuper en profundidad. La figura 2b recoge la evolución de la conductividad eléctrica del agua en algunos puntos de dicho sector. El aumento de conductividad viene propiciado fundamentalmente por el enriquecimiento de cloruros y sodio; por el contrario, los sulfatos y el calcio han experimentado menores variaciones. El sondeo nº 2 (figura 2c) muestra cómo las variaciones de la salinidad son paralelas a los descensos piezométricos, al menos hasta 1988. Las importantes precipitaciones caídas entre 1988 y 1990 provocaron una reducción de los bombeos, que rápidamente se tradujeron en una recuperación del nivel piezométrico. El efecto de este periodo húmedo sobre el quimismo se dejó notar notablemente sobre los contenidos en cloruros y sodio y, por consiguiente, en la conductividad.

En el sector occidental también la salinidad del agua ha variado con los descensos piezométricos. Según las determinaciones analíticas realizadas durante la construcción de la Galería de los Suizos en 1962 los contenidos en CINA estaban en tomo a 350 mg/l. Actualmente se suelen superar los 1000 mg/l. La figura 2d muestra la evolución de los distintos parámetros fisicoquímicos desde 1973. A diferencia de lo que ocurría en el sector oriental, en éste el periodo húmedo no se traduce en una recuperación de los niveles, de ahí que el quimismo tampoco manifieste mayoría, aunque sí se aprecia una cierta estabilización. Una característica de este sector es que los contenidos en sulfatos son superiores al resto del acuífero, probablemente debido a que las rocas evaporíticas del Keuper en este área presenten una mayor proporción de yesos frente a halita PULIDO-BOSCH *et al.* (1995).

Finalmente, en el sector Rollo-Algayat, la calidad del agua apenas ha experimentado variación. Así, los parámetros fisicoquímicos han permanecido prácticamente constantes desde que se inició la explotación (figura 2e). Una de las razones de esta estabilidad hidroquímica puede ser que los descensos han sido menos acusados, aunque también podría tener mucha importancia el hecho que los sistemas de circulación captados aporten aguas que hayan tenido menor tiempo de residencia en el acuífero PULIDO-BOSCH *et al.,* (1995 y 1996), ANDREU (1997), o bien, que las rocas evaporíticas se encuentren más distantes.

En definitiva, cada sector ha evolucionado de forma independiente. Se pone de manifiesto que las características geológicas y la presencia de materiales evaporíticos han condicionado fuertemente la calidad del agua. En los lugares donde se constata la presencia de materiales salinos en profundidad el agua puede adquirir una disposición zonada en la que las más salinas están a mayor profundidad. Otro aspecto importante es el factor climático. Los elevados índices de infiltración que experimentan estos acuíferos kársticos en épocas lluviosas, pueden generar diluciones significativas que mejoran la calidad de las aguas.

EL EJEMPLO DEL ACUÍFERO DEL CID

El Acuífero del Cid, situado en la parte central de la provincia de Alicante, presenta algo más de 30 km^2 de extensión. Pertenece al dominio Prebético de la Cordillera Bética y está constituido

fundamentalmente por calizas gravelosas, calizas micríticas y calizas margosas con algunas intercalaciones de margas, cuyas edades abarcan desde el Albiense hasta el Cretácico superior. El espesor de este conjunto de litologías supera los 400 m. El impermeable de base lo conforma un tramo de más de 300 m de margas y margocalizas subnodulosas del Cretácico inferior. En las inmediaciones del área de estudio afloran también las arcillas y rocas evaporíticas del Keuper, las cuales, muchas veces, suelen están asociadas a fracturas.

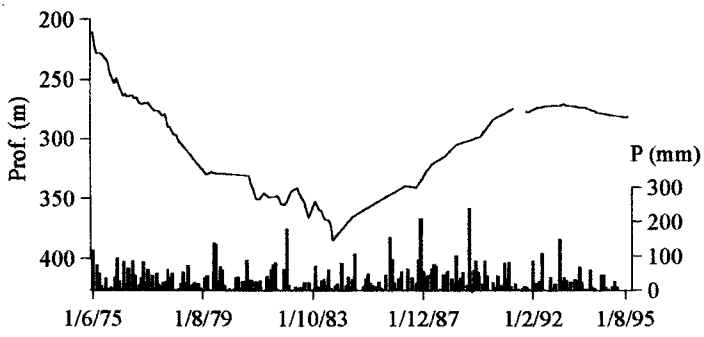


Figura 3. Evolución de la piezometría en el Acuífero del Cid.

La explotación de este sistema comenzó aproximadamente en 1969. Los descensos en el periodo 1969-1974 alcanzaron los 60 m lo que equivale a una pérdida de cota del nivel piezométrico de 12 m/año (IGME, 1982). Tal situación se corresponde con un régimen de fuertes extracciones que en 1974 supusieron un total de 24 hm^3 PULIDO-BOSCH (1991) frente a unas entradas medias de 2-3 hm/año ANDREU (1997). A partir de 1975 (figura 3), la tendencia del nivel piezométrico mantiene un régimen fuertemente descendente, produciéndose los mayores descensos en el año 1976 con pérdidas de cota de más de 30 m. Tan sólo en algunos años en los que las lluvias fueron más intensas se palió esta tendencia. El régimen de sobreexplotación se mantuvo hasta 1983. Los descensos producidos en algunos sectores supuso pérdidas de nivel saturado entre 230 y 250 m en

nº	date	C	Ca^{2+}	Na^{+}	SO_4^{2-}	Cl^{-}
4	1979	1850	122	216	149	426
4	1992	3915	206	352	178	940
3	1977	3625	172	380	368	1205
2	1980	2100	132	294	163	543
2	1983	5900	252	851	586	1349
5	1979	2800	154	336	202	749
5	1980	2200	130	225	67	458
5	1981	2000	120	269	48	529
5	1982	2650	140	373	149	756
5	1983	3000	178	428	158	866
1	1991	4840	266	522	302	1493

Tabla 1. Determinacines analíticas de algunos puntos del Acuífero del Cid (C: condudtividad en µS/cm; iones en mg/L).

menos de quince años. El abandono progresivo de captaciones debido a la deficiente calidad de sus aguas invierte la tendencia a partir de 1984 iniciándose la recuperación del sistema. Dicho abandono ha sido casi total, y eso ha ocasionado que se haya recuperado en torno a los 115 m de altura de lámina de agua. Hay que tener en cuenta que, durante este tiempo la región estuvo bajo los efectos de un periodo húmedo que produjo precipitaciones superiores a los 700 mm, cuando la media anual no supera los 380 mm.

No se dispone de información hidroquímica previa al fenómeno de la sobreexplotación. Los primeros datos al respecto son posteriores a 1975 e indican que la facies hidroquímica era clorurada sódica, si bien la mineralización era bastante menor a las determinaciones posteriores. Además, ya se muestran la coexistencia de aguas de diferente salinidad en un missmo tiempo (tabla l). Ello significa que el emplazamiento y, más concretamente, la profundidad de las captaciones ha tenido una notable influencia en la mineralización de las aguas bombeadas. En ANDREU (1997) PULIDO-BOSCH *et al.* (1997), donde las aguas superficiales del acuífero presentan conductividades en torno a 1500 S/cm, mientras las más profundas eran de 7000 S/cm. Esta situación puede deberse a la existencia de varios sistemas de flujos, o bien a una diferenciación por densidad. Así, las captaciones más someras han preservado mejor calidad durante más tiempo, mientras que las más profundas han mostrado problemas de calidad al extraer una mezcla entre superficiales y profundas.

CONCLUSIONES

A grandes rasgos, se puede establecer que en estos dos ejemplos de acuíferos kársticos se ha producido un incremento de la salinidad a medida que progresaba la sobreexplotación. Sin embargo, a tenor de los resultados obtenidos no se puede afirmar como norma general que la sobreexplotación conlleve a un aumento de la mineralización. La intervención de varios factores como la presencia de materiales salinos en el entorno, las características de circulación del agua, el tiempo de residencia del agua en el acuífero, así como los factores climáticos van a intervenir de forma directa en el aumento de la mineralización en profundidad y, por tanto, en que la sobreexplotación pueda originar un deterioro de calidad del agua.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREU, J.M. (1997). Contribución de la sobreexplotación al conocimiento de los acuíferos kársticos de Crevillente, Cid y Cabeçó d'Or (provincia de Alicante). Tesis Doct. Univ. de Alicante, 377 p.

CERÓN, J.C. (1997). Hidrogeoquíniica del acuífero del Alto Guadalentín (Murcia). Tesis Doct. Univ. Granada, 276 p.

IGME (1982). Las aguas subterráneas de la provincia de Alicante. Pub. Int. 754 p.

KIMBLIN, R.T., BIERENS DE HAAN, S., PARKER, A y RAE, J.E. (1991). Geochemical consequences of overabstraction in the London Basin aquifer, SE England. XMII Congr. A.I.H. "Sobreexplotación de acuíferos": 141-144.

MIMOUNI, O., CHETTIH, M. y TADJ, A. (1991). Problems of salinization in the Mzi valley aquifer (Laghouat, Algeria). *XXIII Congr. A.LH. "Sobrexplotación de acuíferos': 445-450.*

PULIDO BOSCH, A. (1991). The overexploitation of some karstic aquifers in the province of Alicante (Spain). *XXIII Congr. A.I.H. "Sobreexplotación de acuíferos": 557-561.*

PULIDO BOSCH, A., MORELL, I., y ANDREU, J.M. (1995). Hydrogeochemical effects of groundwater mining of the Sierra de Crevillente Aquifer (Alicante, Spain). *Environmental Geology,* 26: 232-239.

PULIDO BOSCH, A, MORELL, I., y ANDREU, J.M. (1996). Modifications hydrogéochimiques provoquées par la surexploitation «un aquifere karstique. *C.R. Acad. Paris,* t. 323, serie 11a:313-318.

PULIDO BOSCH, A, ANDREU, J.M. y ESTÉVEZ, A. (1997). Sur l'existence d'une zonation hydrogéochimique verticale dans certains aquifères karstiques. In: Karst Hydrology (Proc. Workshop Rabat Morocco 1997) nº 247: 137-144.

RODRÍGUEZ ESTRELLA, T. & GÓMEZ DE LAS HERAS, J. (1986). Principales características de los acuíferos kársticos en la provincia de Alicante. *Jorn. Karst. Euskadi, II:* San Sebastián: 205-221.

RUIZ TAGLE, M., GONZÁLEZ-ASENSIO, A, y FRIAS, J. (1989). Evolución de la sobreexplotación en la Cubeta de El Saltador, Almería. *In: La sobreexplotación de acúíferos. Temas Geologico-Mineros. A lmería: 301-3* 10.

TRAVI, Y. (1992). Fluoride in Paleocene aquifer in Senegal: an example of contamination of a confined aquifer by its roof zone, aggravated by an intensive exploitation. In: *Selected Paper on Aquifer Overexploitation, I.* Simmers et al. (eds.) Heise, vol. 3: 145-154 Hannover.

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA CUENCA DEL SEGURA. APTITUD DE USO Y PRINCIPALES FUENTES DE CONTAMINACIÓN

ARAGÓN RUEDA, Ramón*; SOLÍS GARCÍA-BARBÓN, Luis y HORNERO DÍAZ, Jorge Enrique***

(*) Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE)
Avda. Alfonso X El Sabio, 6. 30008 MURCIA
(**) INTECSA. Sánchez Madrigal, 7, 6º. 30011 MURCIA

RESUMEN

La cuenca del Segura presenta una gran variabilidad en las características geoquímicas de las aguas subterráneas. El intensivo aprovechamiento que se realiza de los acuíferos en la cuenca baja y en parte de la cuenca media ha inducido que los procesos modificadores sean variados y en ciertas áreas muy intensos.

En la cuenca alta las aguas conservan su calidad natural, dada la escasa presión antrópica ocasionada por la reducida densidad poblacional. Las aguas tienen una baja mineralización, con facies del tipo bicarbonatada cálcica o cálcico-magnésica, en equilibrio con las rocas acuíferas de tipo carbonático. En las unidades subbéticas de la margen derecha de la cuenca media del Segura, la mayor actividad agrícola ocasiona alteraciones localmente importantes en la excelente calidad natural de las aguas subterráneas. Los acuíferos prebéticos de la margen izquierda presentan en muchos casos procesos de sobreexplotación intensivos y persistentes, que frecuentemente ocasionan intrusiones salinas por presencia de rocas evaporíticas y extracción de aguas profundas progresivamente más mineralizadas. En la cuenca baja se localizan acuíferos extensivos en comarcas llanas, donde se asientan las principales concentraciones urbanas y se desarrolla una importante actividad agropecuaria e industrial. Es en esta zona donde los procesos de degradación de la calidad natural son más variados y generalizados: procesos de mezcla con aguas salinas, sobreabonado y riego con aguas residuales urbanas o ganaderas, contaminación industrial, deficiente localización o construcción de pozos, etc. En las zonas costeras se observan procesos locales de intrusión marina.

Palabras Clave: *aguas subterráneas, calidad química, contaminación, cuenca del Segura, sobreexplotación.*

INTRODUCCIÓN

La cuenca hidrográfica del Segura, de una extensión superficial de 18.870 km^2, se sitúa en el sureste de la Península Ibérica y se extiende por las Comunidades Autónomas de Murcia (59% del total de la cuenca), Castilla-La Mancha (25%), Andalucía (9%) y Valencia (7%). Dentro de la cuenca existe una gran diversidad orográfica y climática que origina numerosos ambientes hidrológicos muy diferentes entre sí, existiendo grandes contrastes climáticos, con frecuentes sequías, episodios de lluvias torrenciales y abundantes inundaciones.

La población es próxima a 1.300.000 habitantes, con una densidad demográfica algo superior a la media nacional, y se concentra en las vegas del Segura, zona litoral y valle del Guadalentín.

Los recursos hídricos propios de la cuenca son de aproximadamente 1.100 hm^3/año, de los cuales, 600 hm^3/año corresponden a escorrentía subterránea. De acuerdo con el Plan Hidrológico de la cuenca del Segura, en una situación hidrológica media y contando con la totalidad de la primera fase del Trasvase Tajo-Segura, el déficit actual es de 460 hm^3/año, que se incrementaría en el futuro.

La gran diversidad de características climáticas, geológicas y socioeconómicas, así como la elevada desigualdad en la distribución de las extracciones de agua subterránea con la consiguiente variabilidad en la incidencia de la sobreexplotación, ha inducido una diversidad muy elevada de las características geoquímicas de las aguas subterráneas de la cuenca, siendo numerosos y variados los procesos modificadores existentes.

El Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE), organismo autónomo adscrito al Ministerio de Medio Ambiente, viene desarrollando desde el año 1969 programas de investigación de las aguas subterráneas en la cuenca del Segura, siendo la actividad llevada a cabo durante estos treinta años muy amplia y variada, abarcando numerosos campos hidrogeológicos entre los que destaca, entre otros, la vigilancia y control de los acuíferos tanto a través de estudios específicos como del control ejercido en las redes de observación piezométrica, hidrométrica y de calidad química que el ITGE definió y mantiene en la cuenca (en los últimos seis años en colaboración con la Confederación Hidrográfica del Segura y la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas del Ministerio de Medio Ambiente).

La presente comunicación se basa en los resultados de las numerosas investigaciones hidroquímicas antes mencionadas, si bien, las ideas y opiniones reflejadas pertenecen a los autores, no teniendo por qué coincidir con las del ITGE. Entre los trabajos consultados se destacan los informes periódicos de la red de control que se emiten con frecuencia variada (anual, plurianual y, últimamente, semestral), los estudios regionales de recopilación y síntesis publicados por el ITGE en 1980, 1985, 1989 y 1996, los cuales hacen un tratamiento individualizado por cuencas hidrográficas, el exhaustivo inventario de los focos potenciales de contaminación elaborado (ITGE, 1985) y actualizado posteriormente (ITGE, 1996), el estudio de intrusión marina (ITGE, 1990), los informes a nivel de cuencas y provincias sobre riesgo de contaminación de acuíferos (ITGE, 1988), los estudios específicos de contaminación por especies nitrogenadas (ITGE, 1988; 1993), la influencia de los pesticidas (ITGE, 1988, 1990), así como los mapas de orientación al vertido y estudios de vulnerabilidad de acuíferos editados por el ITGE en varios años.

FACTORES QUE CONDICIONAN LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

En las zonas de mayor intensidad de explotación del agua subterránea en la cuenca se aprecia una serie de procesos modificadores de la calidad del agua de los acuíferos, que en algunos casos ocasionan una pérdida de aptitud de uso, en cuyo caso puede hablarse de un proceso de contaminación. Las actividades que presentan un mayor efecto modificador son las siguientes (SOLÍS et al., 1989):

- *Sobreexplotación* con descensos persistentes e importantes de la superficie piezométrica del acuífero, lo que ocasiona la extracción de aguas profundas más mineralizadas y la movilización de aguas salinas que frecuentemente se sitúan en las zonas próximas a los límites evaporíticos de los acuíferos, relativamente frecuentes en amplias zonas de la cuenca. Este proceso de *intrusión de aguas salinas continentales y el de incremento de la lixiviación de sales* se aprecia en ocasiones por una mala ubicación de las captaciones sin que el acuífero se vea afectado por un proceso de sobreexplotación. La sobreexplotación ocasiona en algunos acuíferos la *movilización de almacenes termales con aguas reductoras y presurizadas*, que en su liberación producen aguas agresivas y gases que dificultan notablemente la extracción de las aguas mediante pozos.

- *Aplicación intensiva de fertilizantes, purines o aguas procedentes de explotaciones ganaderas* sobre acuíferos libres y con el agua relativamente somera, que ocasiona un incremento de la mineralización del agua subterránea y especialmente un aumento del contenido en NO_3^-. En sentido contrario, el *riego con aguas superficiales* en amplias áreas de la cuenca baja ocasiona un efecto benéfico para algunos acuíferos, con mejoras de la calidad y contención o incluso eliminación de *procesos de intrusión salina*, que en la actualidad no son observables a nivel extensivo en los acuíferos costeros.

- *Vertidos industriales o urbanos*, muy localizados y que hasta la actualidad no han ocasionado contaminaciones importantes en cuanto a los volúmenes de agua subterránea afectados.

SÍNTESIS DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

En la amplia zona del territorio que constituye la cuenca alta del río Segura y la totalidad de la cuenca del río Mundo, las aguas subterráneas presentan en general una excelente calidad, en especial en las unidades hidrogeológicas de Pliegues Jurásicos y Sierra del Segura-Cazorla. Es una zona de acuíferos carbonatados, con escasa explotación, y en la que la calidad de las aguas conserva sus características naturales, con valores de salinidad frecuentemente inferiores a 0,8 g/l, facies de tendencia bicarbonatada cálcico-magnésica y buena aptitud para el abastecimiento y el regadío. En el resto de unidades (Sierra Oliva, Hellín-Tobarra, zona de Alcaraz-Ontur, El Molar y Cuchillos-Cabras) la salinidad puede llegar a alcanzar localmente valores de 1 g/l, debido a la influencia de las rocas evaporíticas que están representadas en los límites de los acuíferos. En estas condiciones existen algunos problemas con la aptitud del agua para el abastecimiento, relacionados generalmente a los iones SO_4^{-2} y Mg^{+2}.

Las unidades hidrogeológicas de la margen izquierda del Segura entre las poblaciones de Calasparra y Murcia (Jumilla-Villena, Ascoy-Sopalmo, Serral-Salinas, Quibas y Crevillente) son

de naturaleza calizo-dolomítica, y se caracterizan por una elevada y prolongada explotación mediante bombeo. La buena calidad original de las aguas subterráneas en los acuíferos (con salinidades inferiores a 1 g/l y buena aptitud para el abastecimiento y el riego) se ha visto deteriorada en las zonas más críticas a consecuencia de los procesos de mezcla con aguas salinas situadas en las inmediaciones de rocas evaporíticas. En otros casos (por ej. Ascoy-Sopalmo) pueden existir aportaciones extensivas de aguas salinas desde formaciones poco permeables del Mioceno superpuestas a las formaciones acuíferas, a consecuencia del importante descenso de la superficie piezométrica en estas últimas y un aumento de la concentración salina en las aguas más profundas del acuífero (figura 1). En todos estos casos la facies del agua evoluciona hacia tipos de mayor contenido en iones Cl^-, SO_4^{-2}, Na^+ y Ca^{+2}. Estas alteraciones hidráulicas ocasionan la pérdida de las posibilidades de las aguas subterráneas de atender el abastecimiento público y aumentan el riesgo de salinización y alcalinización de los suelos agrícolas.

En el amplia área de la cuenca situada en su zona centro-occidental (limitada entre el río Benamor, el valle del Guadalentín y el río Segura) los acuíferos más importantes (Revolcadores-Serrata, Gavilán, Bosque y Bullas) son de tipo carbonatado y presentan un agua de excelente calidad, con valores de residuo seco inferiores a 0,6 g/l, aptas tanto para el abastecimiento como para el regadío. Se detectan peores calidades ligadas a acuíferos pequeños con límites salinos, bien por una circulación de las aguas en las inmediaciones de terrenos evaporíticos (acuíferos de Ricote y Herrero), bien por una explotación de reservas que origina una aportación de aguas salinas desde los bordes del acuífero (Don Gonzalo-La Umbría); en estos casos las aguas son de facies aniónica con tendencia a sulfato-clorurada y no son aptas para el abastecimiento, aunque se pueden utilizar en el regadío, con un cierto riesgo de salinización del suelo agrícola. El acuífero detrítico más significativo de la zona es el aluvial del Argos, en el que se aprecia una contaminación por nitratos (valores de hasta 80 mg/l) que tienen su origen en las labores de abonado que se realizan en su superficie. La calidad del acuífero Pericay-Luchena, en el que se realiza una importante toma en el manantial de Los Ojos de Luchena para el regadío de Lorca, está muy influenciada por las filtraciones de las aguas superficiales ricas en sulfatos y cloruros del embalse de Valdeinfierno, que confieren a esta surgencia una alta salinidad (2-2,5 g/l), por lo que no son aptas para el abastecimiento y presentan un riesgo elevado de salinización del suelo en su utilización para regadío.

En los grandes valles prelitorales de la cuenca se definen las unidades hidrogeológicas Vega Alta del Segura, Vega Media y Baja y Valle del Guadalentín, formadas por importantes acuíferos detríticos, y dos pequeñas unidades carbonatadas ligadas con las anteriores; Carrascoy y Cresta del Gallo. La salinidad del agua es generalmente elevada, superando frecuentemente los 2 g/l. El principal destino de las aguas es el regadío, para el cual son de salinidad media a elevada, lo que puede implicar riesgos para los suelos en los que se utilizan sin mezcla con aguas superficiales, de las que se aplican importantes caudales en la zona. En algunos sectores se aprecia un efecto beneficioso para los acuíferos debido a los retornos de aguas superficiales de mejor calidad, que rebajan la salinidad de las subterráneas; este fenómeno se observa especialmente en algunos sectores en que la superficie piezométrica está próxima a la superficie (Librilla, sur de Callosa, Vega Alta). Con más frecuencia, la aplicación de cantidades excesivas de abonos nitrogenados, las explotaciones ganaderas o el regadío con aguas residuales, ocasionan un aumento del contenido en ión nitrato en las aguas subterráneas, que en las vegas del Segura suele superar los 50 mg/l. Como singularidad dentro de la cuenca, debe señalarse que la extracción intensiva de reservas del acuífero Alto

Zona Geológica	Acuífero	Facies Salinidad (mg/l)	Contaminantes (valor máx. mg/l)	Origen de la Contaminación
Alto Segura	Sinclinal de la Higuera	Sulf.-Clor. Magnés.-Sód. (750-1100 mg/l)	NO_3^- (140)	Agrícola
	Resto acuíferos	Bicar. Cálc.-Magnés. (< 500 mg/l) Sulfat. Calc.-Magnés. (1500-3000 mg/l)		
Prebético de Murcia	Jumilla-Villena Ascoy-Sopalmo Quibas	Mixta Magnés.-Sód. (500-8000 mg/l)	Cloruros (200-4100) Sulfatos (250-1000) Sodio (180-2550)	Sobreexplotación Salinización continental
	Resto acuíferos	Mixta Mixta (500-1000 mg/l)		
Subbético de Murcia	Don Gonzalo-La Umbría	Sulfat. Sód-Magnés. (3500-5000 mg/l)	Cloruros (1200) Sulfatos (1300) Sodio (600)	Salinización continental
	Argos	Bicarb.-Sulfat. Cálc.-Magnés. (500-1500 mg/l)	NO_3^- (temporalmente 70)	Urbana
	Resto acuíferos	Bicarb.-Sulfat. Cálc.-Magnés. (< 1000-1500 mg/l)		
Segura-Guadalentín	Valle del Guadalentín	Sulfat.-Clor. Mixta (1500-4500 mg/l)	NO_3^- (100) Cu, Zn ó Fe (bajos niveles) Cloruros (1200) Sulfatos (1800) Sodio (600) Aguas ácidas y gasificación	Agrícola y Urbana Urbano e Industrial Sobreexplotación
	Vegas del Segura	Sulfat. Cálc.-Sód. (2000-5000 mg/l)	NO_3^- (100)	Agrícola y Urbana
Campo de Cartagena	Cuaternario	Clor.-Sulfat. Sód.-Magnés. (2000-6000 mg/l)	NO_3^- (210) Cloruros (2500)	Agrícola Intrusión marina
	Plioceno	Clor.-Sulfat. Sód.-Magnés. (2000-5000 mg/l)	NO_3^- (50) Cloruros (1200)	Agrícola Intrusión marina Deficiente constr. de pozos
	Andaluciense	Clor.-Sulfat. Sód.-Cálc. (2000-5000 mg/l)	Cloruros (puntualmente 1400)	Aguas salinas profundas Deficiente constr. de pozos
	Triásico de las Victorias	Sulfat.-Clor. Mixta (2500-3000 mg/l)	Cloruros (450) Sulfatos (1500)	Sobreexplotación Saliniz.continental
	Tortoniense	Mixta Mixta (< 1000 mg/l)		
Bético de Murcia	Águilas	Clor.-Sód. (1500-5000 mg/l)	Cloruros (1250) NO_3^- (530)	Intrusión marina Agrícola
	Resto de acuíferos	Sulfatada mixta (1000-4000 mg/l)	Cloruros (890) Sulfatos (2300)	Sobreexplotación Intrusión marina

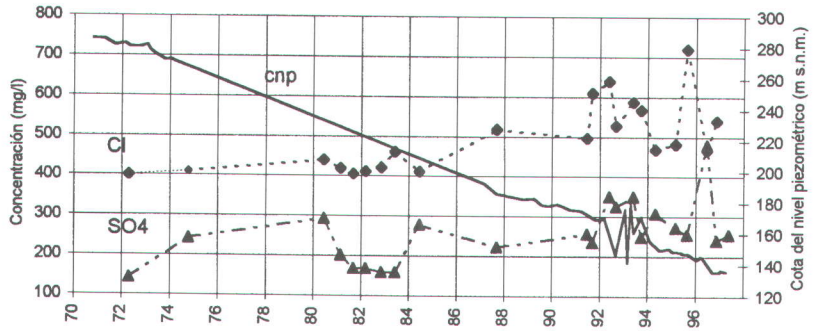


Fig. nº 1. Evolución de la concentración en sulfatos y cloruros en el pozo 2634-7-0001 del acuífero Ascoy-Sopalmo vs. evolución piezométrica

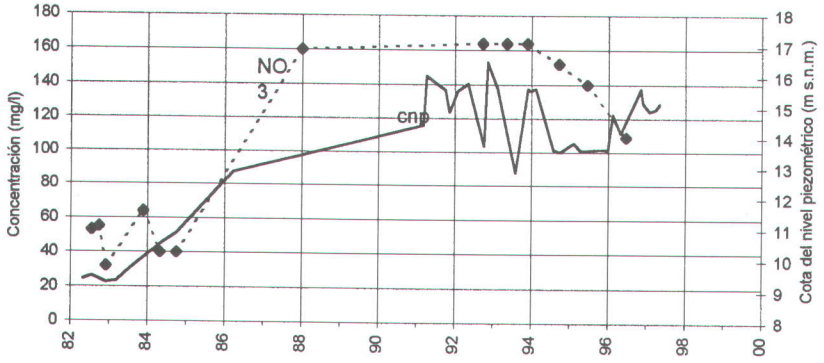


Fig. nº 2. Evolución de la concentración en nitratos del agua subterránea en el pozo 2738-4-0094 del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena, vs. piezometría

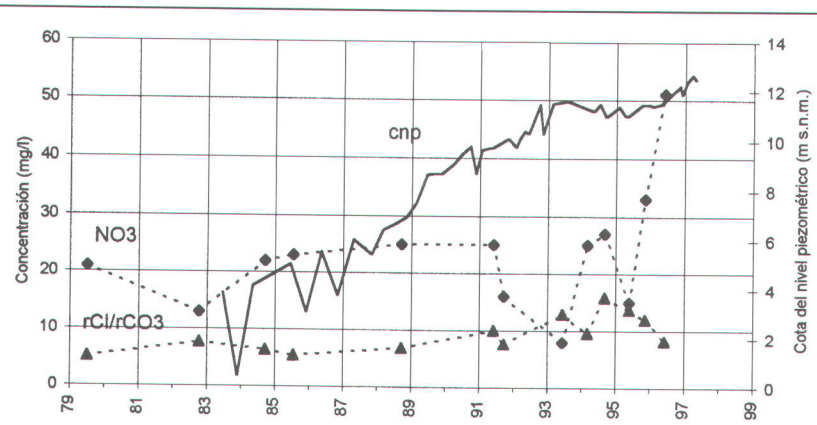


Fig. nº 3. Evolución de la concentración en nitratos y la relación Cl/Co3H en el pozo 2540-4-0003 del acuífero costero Águilas vs. evolución piezométrica

Guadalentín ocasiona una intrusión de aguas salinas antiguas desde el sustrato bético, a consecuencia a la disminución generalizada de la carga hidráulica en el acuífero superficial (CERÓN, 1997). En la actualidad los acuíferos de esta amplia zona de la cuenca no se pueden utilizar para el abastecimiento sin tratamiento previo.

La comarca del Campo de Cartagena está formada por una serie de acuíferos superpuestos, algunos de los cuales (Andaluciense, Plioceno y Cuaternario) presentan relaciones hidráulicas mutuas, en parte forzadas por la construcción de perforaciones que atraviesan sucesivas formaciones permeables. El único acuífero que presenta aguas aptas para abastecimiento es el Tortoniense, situado en la zona septentrional de la unidad. En el acuífero Andaluciense las zonas de mejor calidad presentan valores de residuo seco entre 1 y 2 g/l, mientras que en los sectores de Riquelme y Cabezo Gordo la salinidad se eleva considerablemente debido a la influencia de aguas profundas albergadas en el sustrato metamórfico, lo que ocasiona una pobre aptitud del agua para el uso agrícola. La salinidad del acuífero Plioceno presenta un amplio rango de variación, entre 2 y más de 5 g/l, con contenidos aniónicos predominantes de tipo cloro-sulfatado; los valores más elevados se observan en un sector al este de Torre Pacheco, asociados a una intrusión marina fósil (Mora et al. 1988). La aptitud para riego suele ser de mediocre a muy deficiente, aunque localmente se observan fenómenos de mejora de la calidad del agua del acuífero debido a los retornos de aguas de riego de origen superficial. El acuífero de peor calidad está albergado en los terrenos del Cuaternario, con valores de salinidad generalmente por encima de 3 g/l, lo que limita de un modo considerable su utilización en el regadío debido al riesgo de salinización de los suelos. En la zona costera de El Mojón se observa una cuña de aguas salinas de facies clorurada sódica. Debido a la importante actividad antrópica relacionada con el regadío y el sector agropecuario, al carácter libre del acuífero superficial cuaternario y a la escasa profundidad de la superficie piezométrica, existe una importante contaminación por nitratos cuya concentración supera en amplias zonas los 100 mg/l. En la figura 2 se observa cómo la elevación de la superficie piezométrica en el pozo 2634-7-0001, a consecuencia del aumento de los retornos de riego, originó un incremento de los nitratos hasta valores de 160 mg/l. Desde el Cuaternario, las aguas contaminadas se mezclan parcialmente con las albergadas en los acuíferos Plioceno (en el que es frecuente encontrar concentraciones de nitratos por encima de 50 mg/l) y en menor medida con las del Andaluciense. El principal medio de propagación de la contaminación parece ser la inadecuada construcción de sondeos. En los alrededores de la ciudad de Cartagena se localiza la mayor contaminación industrial de la cuenca, si bien se trata de un acuífero desconectado del resto, de escaso interés y sin aprovechamientos significativos.

Por último, en el sector costero y sierras litorales al oeste de Cabo Tiñoso, las unidades de Mazarrón y Águilas, formadas por pequeños acuíferos de naturaleza carbonatada, detrítica e incluso volcánica, han sido sometidas a una explotación intensiva destinada a usos agrícolas, que ha generado una importante riqueza (ARAGÓN et al., 1992). En estos acuíferos los valores de salinidad superan generalmente los 2 g/l y presentan una marcada influencia de rocas evaporíticas que suelen estar presentes en los límites de los acuíferos; en algunos de ellos se detectan las concentraciones de sílice más altas de la cuenca, ligadas a circulaciones lentas en terrenos metamórficos y al carácter geotérmico de algunos de ellos. En los acuíferos costeros de Águilas se aprecia una moderada contaminación por nitratos y localmente intrusión salina, mitigada por los regadíos con aguas externas a la zona de explotación. A título de ejemplo puede observarse la evolución del sondeo 2540-4-0003 (figura 3), situado a 1 km de la costa, en el que la elevación de la superficie piezométrica por aumento de los retornos del regadío ha actuado como protección al fenómeno de intrusión marina, aunque el contenido en nitratos se ha incrementado fuertemente a partir del año

1995. Las aguas de esta amplia zona no son aptas para el abastecimiento y presentan un alto riesgo de salinización del suelo agrícola.

LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTRERRÁNEAS EN EL MARCO DE LA EVOLUCIÓN DE LOS APROVECHAMIENTOS HÍDRICOS DE LA CUENCA

Existe una multiplicidad de causas derivadas de la propia utilización de las aguas subterráneas que han condicionado y aún condicionan su degradación en las zonas más explotadas, situadas preferentemente en la cuenca media y baja del Segura.

El sostenido aumento de la demanda de agua que se inicia en la década de los años sesenta a consecuencia del crecimiento de la actividad económica y en el que juega un papel fundamental el sector agrario, se basó en el aprovechamiento de los acuíferos a través de pozos. Pozos situados aguas abajo de los principales embalses de regulación de la cuenca, en zonas de recursos subterráneos relativamente escasos pero con una gran cantidad de reservas inicialmente de muy buena calidad.

Durante este período, se completa la generalización del abastecimiento público a través de la Mancomunidad de Canales del Taibilla, que atiende la demanda inicialmente con los recursos del río Taibilla-acuífero Anticlinal de Socovos, con una gran garantía de suministro.

En estas condiciones, el incremento de la explotación del agua subterránea se destinó prioritariamente a la creación de nuevos regadíos muy competitivos, fuera de las zonas de los regadíos tradicionales de aguas superficiales de la cuenca, en los cuales el agua constituía un factor de producción de bajo coste, con una calidad generalmente excelente para el uso al que se destinaba. Las consecuencias de estos condicionantes fueron una sobreexplotación generalizada de gran parte de los acuíferos de la cuenca media y baja y el empeoramiento de la calidad del agua, que la llegada del Trasvase del Tajo a partir de 1978 no consiguió corregir, salvo en el caso de algunas zonas del Campo de Cartagena. La lógica económica resultaba evidente: la producción agraria soportaba costes crecientes del agua y los cultivos también soportaban salinidades crecientes.

La situación no pudo cambiar radicalmente con la entrada en vigor de la actual Ley 29/1985, de Aguas, porque la situación de partida era extremadamente delicada. Los derechos nominales sobre las aguas subterráneas eran superiores a los recursos y no había una alternativa a la sobreexplotación-degradación de la calidad que no fuese provocar una crisis socioeconómica por vía de recortar drásticamente la disponibilidad de las aguas subterráneas. Y en tanto en cuanto no se consoliden recursos alternativos, son difícilmente practicables medidas globales de reequilibrio de los balances de los acuíferos. La experiencia ha demostrado que son los aspectos cuantitativos los que marcan las prioridades: se sustituyen aportaciones agotadas por recursos exteriores a las zonas afectadas, se desalan aguas hasta hace poco tiempo inutilizables, se desplazan las áreas de riego de cultivos hortícolas a zonas con mayores disponibilidades de recursos aunque con peores condiciones climáticas. Pero aún así, los límites a la situación actual están próximos y parece llegar el momento del inicio de políticas de sostenibilidad, reequilibrio y regeneración, propiciadas por la entrada en vigor del esperado Plan Hidrológico Nacional. Será el momento de aplicar los conocimientos que permitan realizar lo que hasta ahora no ha sido posible: cambiar derechos de explotación de

aguas subterráneas por recursos externos, cerrar pozos situados en las zonas de peor ubicación, redistribuir espacialmente algunas extracciones, promover la gestión autónoma de los acuíferos por las comunidades de usuarios bajo el asesoramiento de los organismos competentes de la administración, implantar perímetros de protección, reconstruir en definitiva la calidad de los recursos subterráneos. El papel de la Administración debe ser particularmente activo realizando un papel de promoción y seguimiento de políticas de gestión, cuya eficacia última dependerá del grado de concienciación y participación de los usuarios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAGÓN, R.; SOLÍS, L.; GARCÍA, U.; GRIS, J. y RODRÍGUEZ, T. (1992). Groundwater problems in Segura Basin. Economic impact of overexploitation in Mazarron Zone (Murcia, Spain). In: *Selected Papers on Aquifer Overexploitation.* I. Simmers et al. (eds), Heise, vol.3; 235-245. Hannover.

CERÓN, J. C. (1997). *Hidrogeoquímica del acuífero Alto Guadalentín (Murcia).* Ed. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Ayuntamiento de Lorca. Concejalía de Cultura y Medio Ambiente del ayuntamiento de Puerto Lumbreras. Grupo de Investigación, Recursos Hídricos y Geología Ambiental.

IGME (1980). *Calidad de las aguas subterráneas en la cuenca baja del Segura y costeras de Alicante.* Colección Informe. Madrid.

IGME (1985). *Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en España. Informe de síntesis.* Servicio de Publicaciones. Madrid.

IGME (1985). *Calidad de las aguas subterráneas e inventario de focos potenciales de contaminación en Murcia.*

ITGE (1988). *Contenido en nitratos de las aguas subterráneas en España. Distribución espacial y evolución temporal. Cuenca del Segura.*

ITGE (1988). *Síntesis a nivel de cuenca de los mapas provinciales de riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por vertidos sobre el terreno. Cuenca del Segura.*

ITGE (1988). *Mapa de riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por vertidos sobre el terreno. Provincia de Murcia.*

ITGE (1988). *Estudio de la influencia de los pesticidas en la calidad de las aguas subterráneas.*

ITGE (1990). *Estudio de la contaminación por pesticidas de las aguas subterráneas en España.*

ITGE (1990). *Estudio de la intrusión marina en acuíferos costeros de Murcia y Alicante.*

ITGE (1993). *Evaluación del impacto de la contaminación por especies nitrogenadas sobre abastecimientos urbanos situados en áreas de alto grado de afección (1990-91-92). Provincia de Murcia.*

ITGE (1996). *Calidad química y contaminación de las aguas subterráneas en España, período 1982-1993.* Servicio de publicaciones. Madrid.

MORA, V., RODRÍGUEZ, T. y ARAGÓN, R. (1988). Intrusión marina fósil en el Campo de Cartagena. *TIAC'88*. ITGE. Almuñecar.

SOLÍS, L.; MORA, V.; RODRÍGUEZ, T. y ARAGÓN, R. (1989). Factores geológicos y antrópicos que determinan la calidad del agua subterránea en la Región de Murcia. In: *Tomo homenaje a Jorge Porras*. ITGE-AEHS (eds), vol.XIV, 191-203. Madrid.

DETERMINACIÓN DE UN PERÍMETRO DE DELIMITACIÓN DE LOS ACUÍFEROS UTILIZADOS POR LA COMUNIDAD DE REGANTES DE VALL D'UIXÓ (CASTELLÓN)

BARBA-ROMERO MUÑOZ, Joaquín*; CORCHÓN RODRÍGUEZ, Francisco y FERRER POLO, Javier*****

(*) Director Técnico de Tecnología y Geoambiente, S.A. (TEYGE, S.A.)
Marqués de Zenete, 20, pta. 8. 46007 VALENCIA
(**) Jefe de la Oficina Delegada de la Confederación Hidrográfica del Júcar
Plaza San Juan de Dios, 3. 03010 ALICANTE
(***) Jefe de la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar.
Av. Blasco Ibáñez, 48. 46071 VALENCIA

RESUMEN

La Comunidad General de Regantes de Vall d'Uixò tiene una superficie de cultivo de 2.740 has que abastece con agua subterránea de acuíferos situados en la Unidad Hidrogeológica de la Plana de Castellón y Medio Palancia. La explotación se ha centrado tradicionalmente, en el acuífero detrítico de la Plana de Castellón, en un sector donde los recursos renovable son muy inferiores a las extracciones, por lo que se ha producido un intenso fenómeno de intrusión marina que ha motivado la degradación de las aguas utilizadas al ir adquiriendo éstas un elevado contenido salino.

Con el objeto de reducir las extracciones en el acuífero salinizado, y frenar el proceso existente de intrusión marina, la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), dentro del Programa de Actuaciones en la cuenca del río Belcaire, ha recomendado, impulsado y supervisado en su ejecución nuevas captaciones en otros acuíferos dentro del municipio, hasta ahora preservados de la intrusión marina, que permitirán disponer para la campaña del año 1998 de unos 400 l/seg de agua de buena calidad.

Posteriormente la Comunidad General de Regantes ha solicitado a la CHJ la determinación de un Perímetro de Delimitación de los acuíferos en el que, de acuerdo con el artículo 172 del Reglamento del Domino Público Hidráulico, no será posible el otorgamiento de concesiones a menos que los titulares preexistentes estén constituidos en Comunidad de Usuarios. Esta opción, posibilitada por el hecho de que la citada Comunidad General utiliza en la actualidad más del 50 % del volumen del agua extraída de los acuíferos, tiene por objeto proteger dichos acuíferos y dete-

ner su progresivo deterioro principalmente por intrusión marina. Conviene resaltar asimismo que potenciar la figura de la Comunidad de Usuario de Aguas Subterráneas es uno de los principales elementos incluidos en el Borrador del Anteproyecto de Reforma de la Ley de Aguas actualmente en estudio.

Palabras Clave: *Vall d'Uixó, comunidad de regantes, perímetro de protección.*

1. CARACTERÍSTICAS DE LOS ACUÍFEROS

Los acuíferos utilizados por la Comunidad General de Regantes de Vall d'Uixò se distribuyen en las unidades hidrogeológicas del Medio Palancia(08.20) y Plana de Castellón(08.12). Esquemáticamente, Fig. nº 1 adjunta, y a continuación se indican sus características hidrogeológicas más sobresalientes(C H J, 1997).

*Acuífero de Azuébar. Los niveles permeables son los tramos carbonatados del Muschelkalk Superior e Inferior; estando normalmente saturado el Inferior El impermeable de muro está formado por las argilitas del Buntsandstein Superior y el de techo puede ser según sectores el Keuper o el Muschelkalk Medio.

*Acuífero de Vall d´Uixò. Constituye un embalse subterráneo de gran complejidad en el que las formaciones litológicas que le integran están afectadas por una tectónica especialmente intensa. Los niveles permeables se corresponden normalmente con los tramos carbonatados del Muschelkalk Medio e Inferior, aunque localmente están representados los carbonatados correspondientes al Jurásico y las areniscas del Buntsandstein. Estas últimas, en el sector de La Punta(Término de Vall d' Uixò), forman parte de la zona saturada del acuífero y constituyen un sector del mismo caracterizado por su productividad y hasta ahora buena calidad de sus aguas.

*Acuífero del Salto del Caballo. Afloran en sus dominios materiales de edades comprendidas entre el Trías Inferior y el Jurásico, además de formaciones del terciario y cuaternario que marcan un límite impreciso con la Plana de Sagunto. Las principales explotaciones están situadas en las formaciones del Jurásico Inferior.

*Acuíferos de la Sierra del Espadán. Bajo este nombre se incluyen el conjunto de compartimentos acuíferos constituidos por las areniscas del Buntsandstein Medio, que subyacen a las calizas y dolomías del Muschelkalk de la U.H. del Medio Palancia (08.20). El tramo permeable está constituido por areniscas fracturadas de unos 200 m de espesor medio, actuando las arcillitas del tramo superior como nivel de separación con las calizas y dolomías del Muschelkalk y las del tramo inferior como sustrato impermeable.

*Acuífero de la Plana de Castellón. Sector de la Rambleta. Este acuífero está constituido por un conjunto de sedimentos pliocuaternarios, compuestos por paquetes irregulares de gravas, arenas y conglomerados, distribuidos en una formación eminentemente arcillosa - limosa, descansando todo el conjunto bien sobre materiales mesozoicos, o sobre depósitos terciarios de muy baja permeabilidad.

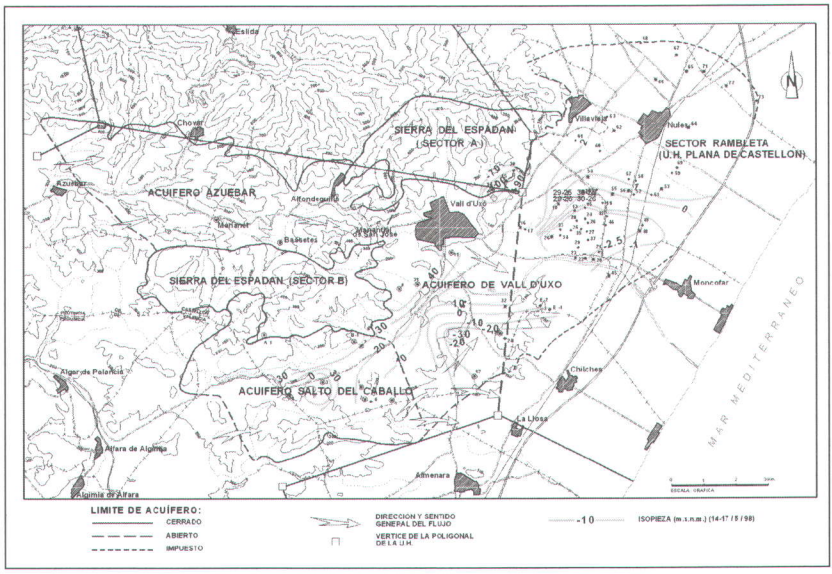


Figura nº 1: Delimitación de acuíferos y piezometría.

2. ESQUEMA DE FLUJO

La interrelación entre los distintos acuíferos se expone en el esquema de flujo mostrado en la Fig. nº 2 adjunta. Asimismo en la Tabla nº 1 se indican los datos correspondiente al balance de los mismos(ITGE-DPC, 1995).

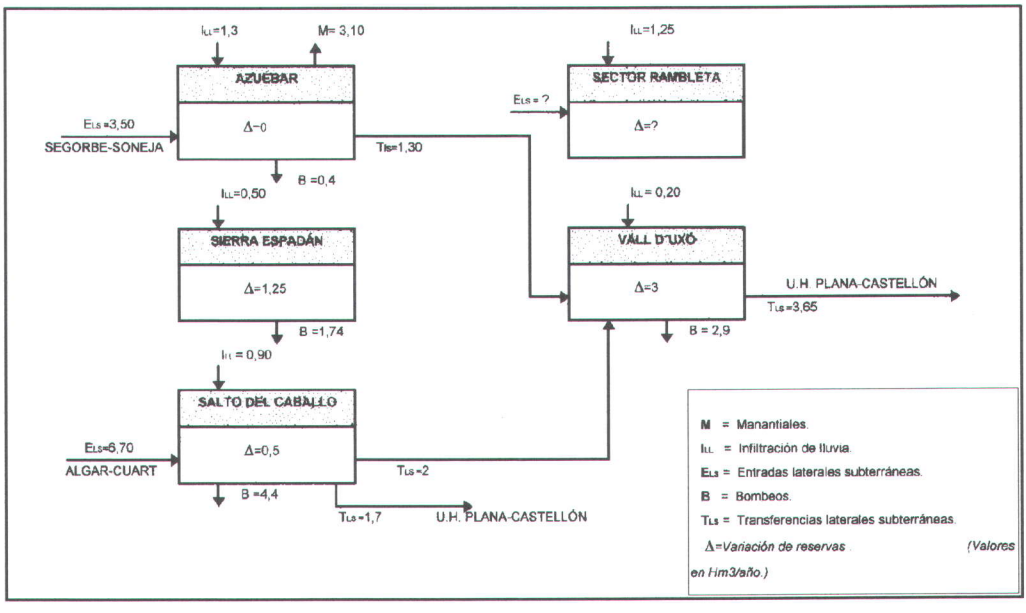


Figura nº 2: Interrelación entre los distintos acuíferos, esquema de flujo.

	ENTRADAS (Hm3/año)			SALIDAS (Hm3/año)				VARIACIÓN RESERVAS (Hm3/año)
ACUÍFEROS	ILL	ELS	Total	B	TLS	M	Total	
AZUÉBAR	1,30	3,50	4,50	0,40	1,30	3,10	4,80	0
VALL D´UIXÒ	0,20	3,30	3,50	2,90	3,65		6,55	-3,05
SALTO DEL CABALLO	0,90	6,70	7,60	4,40	3,70		8,10	-0,50
SIERRA DE ESPADÁN	0,50		0,50	1,74			1,74	-1,24
SECTOR RAMBLETA	1,2	??	>1,25	28,5			28,5	??

Tabla nº 1: Balance de los acuíferos.

De los datos se deduce que la explotación actual está produciendo un consumo de reservas en los acuíferos del interior(U.H. Medio Palancia) estimado en un valor total del orden de 4,79 hm^3/año. En el sector de la Rambleta el valor de este consumo no está cuantificado actualmente, aunque se supone muy superior al citado dado el grado de intrusión salina que se observa.

3. SITUACIÓN PIEZOMÉTRICA Y DE CALIDAD

La situación actual de explotación del acuífero se refleja en la piezometría que se representa en la misma Fig. nº 1(CHJ, 1998) presentada anteriormente. En ella se observa la existencia de varias zonas de mínimos que se corresponden con los sectores en los que se realiza el consumo de reservas. Estos "conos" enumerados de mayor a menor se sitúan en el Sector de la Rambleta, Acuífero de Vall d´Uixò , Acuífero del Salto del Caballo, y bloque acuífero de La Partida de La Zorra (Acuífero Sierra de Espadán). A continuación se describe con un cierto detalle la situación local de piezometría y de intrusión marina, apoyándose para ello en la Fig. nº 3 donde se reproduce la situación de las redes de control de la CHJ, posteriormente descritas. En la mencionada figura puede observarse la localización de los pozos referenciados en el texto tanto por su código como por su toponimia entre paréntesis.

La piezometría en el Sector de la Rambleta se caracteriza por presentar una amplia zona con cota próxima al nivel del mar. Dentro de ella se sitúa el pozo de la red piezométrica nº 26 (Primitiva), cuya cota en Junio de 1998 se sitúa en 3,42 m bajo el nivel del mar. Los valores máximos de Cl^- se miden normalmente dentro de la zona de mínimos piezométricos, estando normalmente comprendidos entre 500 y 1.000 ppm (CHJ, 1996-1997).

En el acuífero de Vall d´Uixò la piezometría en Junio de 1998 varía desde un valor máximo positivo de 53,35 m sobre el nivel del mar en el pozo nº 8 (Corral Blanc) a un valor máximo negativo de 31,25 m bajo el nivel del mar en el pozo nº 9 (Embalse Montalar). Como consecuencia del vaciado producido se observan aumentos del contenido salino, sobre todo en el pozo nº 8 (Corral Blanc) en el que la concentración de Cl^- se sitúa en Junio de 1998 en 639 ppm. Otro pozo con concentración elevada de este ión es el nº 12 (Canelles) donde la concentración alcanzó para la misma fecha el valor de 426 ppm; en el resto del acuífero los valores medidos para este ión en la red de control se sitúan por debajo de 220 ppm.

La piezometría en el acuífero del Salto del Caballo parece tener continuidad con la del acuífero de Vall d´Uixò, presentando valores positivos en Junio de 1998 situados entre 28,09 m sobre el nivel del mar en el pozo nº7 (Pla del Pinar 3) y 6,37 m sobre el nivel del mar en el pozo nº 1 (Maquial nº 1). La zona presenta un mínimo piezométrico situado en el pozo nº 3(Cerverola 1), con un valor de 36,94 m bajo el nivel del mar. Las concentraciones de Cl^- se sitúan en Junio de 1998 comprendidas entre 71 y 114 ppm, poniendo de manifiesto que está protegido hasta el momento actual de procesos de intrusión marina.

4. USO DEL AGUA. PROBLEMÁTICA

La utilización actual de recursos hídricos en la zona de trabajo se estima en 43,14 hm^3/año, desglosados según (CHJ, 1995, 1997), en 40,54 hm^3/año para uso agrícola y 2,60 hm^3/año para uso urbano e industrial.

Para ello se cuenta con unos 13,1 hm^3/año de recursos hídricos renovables procedentes de los acuíferos de la U.H. del Medio Palancia (Salto del Caballo, Azuébar, Vall d´Uixò, bloques de la Sierra del Espadán), y los correspondientes al Sector de la Rambleta que no están actualmente cuantificados pero que se estiman como muy inferiores a la explotación actual realizada en el mismo. Hay que tener en cuenta que la explotación en el Sector de la Rambleta abastece también unas 1.686 has de los términos de Moncófar, Nules y Villavieja. En consecuencia se estima un déficit para el conjunto de acuíferos superior a 4,85 hm^3/año.

Para paliar éste se están utilizando para riego unos 2,10 hm^3/año de aguas residuales depuradas del propio municipio.

5. ACTUACIONES

Por parte de la CHJ existe una línea de actuaciones de tipo estructural orientada a la regulación de los recursos hídricos superficiales de Rambla de Cerverola y los procedentes de las crecidas ocasionales de las grutas de San José, mediante un embalse superficial situado en la citada rambla.

Por otra parte la Comunidad General de Regantes, con el asesoramiento de la CHJ, ha ejecutado sondeos para sustitución de caudales de aquellos pozos situados en sectores salinizados de los acuíferos; en especial en el Sector de la Rambleta. Esta última medida está destinada a mejorar y diversificar el sistema de explotación, reduciendo las extracciones en los acuíferos más afectados por procesos de intrusión marina y aumentando la explotación en aquellos protegidos de este proceso de forma natural; en síntesis se considera llevar a cabo una explotación temporal y controlada de reservas en los acuíferos menos vulnerables. Para ello se han efectuado siete captaciones que permitirán disponer para el año 1998 de un caudal instantáneo de explotación de 400 l/seg., lo que permitirá reducir la explotación del Sector de la Rambleta en unos 6-7 hm3/años.

Respecto al establecimiento de medidas de gestión para la protección de los acuíferos mencionados se ha establecido por parte de la CHJ una doble línea de trabajo: una primera de mejora del

conocimiento estableciendo una red de control de las aguas subterráneas (CHJ, 1996-1998) y otra de favorecer la constitución de una Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas (CHJ, 1997), aspecto básico para la resolución de los conflictos en aguas subterráneas.

En el primer caso, dentro del Proyecto *Definición y seguimiento de una red de control de las aguas subterráneas en los acuíferos utilizados en el municipio de Vall d'Uixò*, se está manteniendo una red de control de las aguas subterráneas, desde los puntos de vista de calidad general, intrusión marina, y piezometría, que permitirá seguir la evolución de los acuíferos y sentar las bases para su gestión futura. La situación de los puntos correspondientes a esta red se puede observar en la Figura nº 3 que se adjunta.

	Nº de Puntos de Control.	**Nº Medidas Anuales.**
Piezometría.	40	120
Intrusión.	30	60
Calidad.	20	30

Tabla nº 2: Medidas de piezometría, calidad e intrusión en los Puntos de Control.

La duración de este Proyecto es de dos años y el coste del mismo asciende a 12.009.480 ptas.

En la segunda línea, de acuerdo con el artículo 172 del reglamento del Dominio Hidráulico y a petición de la Comunidad General de Regantes de Vall d'Uixò que ha acreditado la utilización de más del 50 % del volumen del agua extraída de los acuíferos, se está tramitando la delimitación de un Perímetro de Delimitación de dichos acuíferos. Esta delimitación conducirá en el futuro *a que no será posible el otorgamiento de nuevas concesiones de aguas subterráneas, a menos que los titulares de las preexistentes estén constituidos en Comunidades de Usuarios*. La constitución de esta Comunidad de Usuarios de las Aguas Subterráneas permitirá mejorar la gestionar de los acuíferos implicados y proteger su situación en el futuro. La delimitación provisonal del Perímetro se indica en al Fig. nº 3 adjunta a efectos de ejemplo pues resta el trámite administrativo consistente en su aprobación por la Junta de Gobierno del Organismo de cuenca, previo informe del Consejo de Agua.

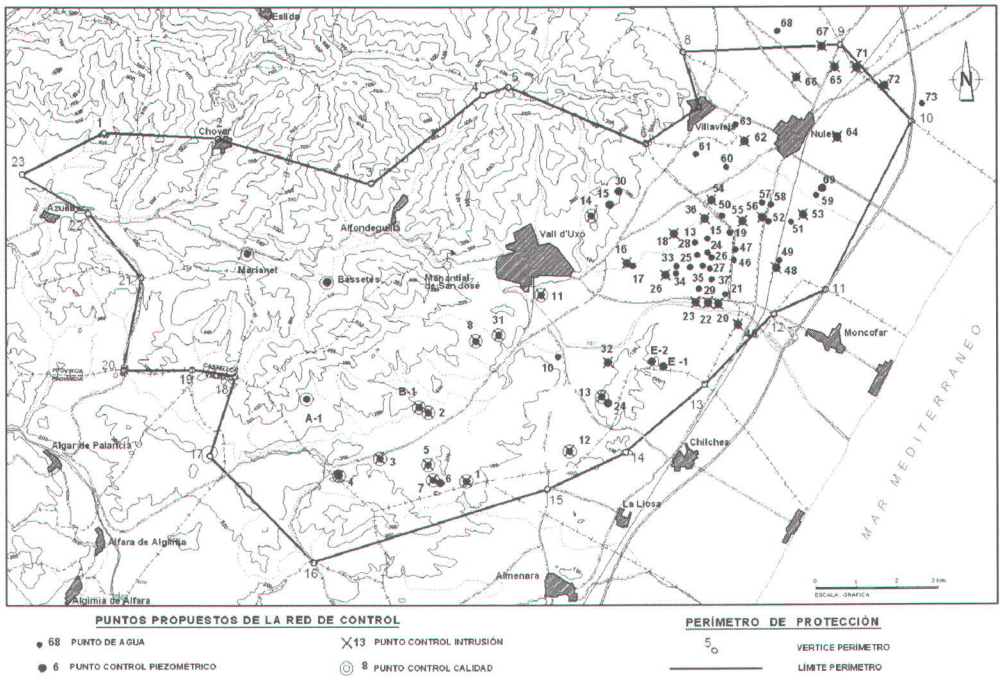


Fig. nº 3: Perímetro de Protección y Red de Control de las Aguas Subterráneas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ITGE-DIPUTACIÓN PROVINCIAL DE CASTELLÓN (1995). *Evaluación de la garantía de abastecimiento a núcleos urbanos con aguas subterráneas en la provincia de Castellón. Subsistemas acuíferos de Onda, Medio Palancia y Sierra del Espadán.*

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (1995). *Análisis de la utilización de los recursos hídricos con fines de riego en el municipio de Vall d'Uixò (Castellón). Documento Interno. No publicado.*

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (1996). Seguimiento de una red de control de las aguas subterráneas en los acuíferos que abastecen al municipio de Vall d'Uixò (Castellón). Documento Interno. No publicado.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (1997). *Determinación de un Perímetro de Delimitación de los acuíferos utilizados por la Comunidad de Regantes de Vall d'Uixò(Castellón).* Documento Interno. No publicado.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (1998). *Definición y Seguimiento de una red de control de las aguas subterráneas en los acuíferos utilizados en el municipio de Vall d'Uixò* (Castellón). Documento Interno. No publicado.

LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE IBIZA Y SU PROBLEMÁTICA

GALINDO RODRÍGUEZ, Elena y DEL POZO GÓMEZ, Miguel*

(*) Instituto Tecnológico Geominero de España. Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID

RESUMEN

Esta comunicación es producto del estudio realizado durante la elaboración del Mapa hidrogeológico de la isla de Ibiza a escala 1:100.000 por el Instituto Tecnológico Geominero de España.

Se describe la calidad de las aguas subterráneas de la isla de Ibiza, haciendo a su vez referencia sobre los problemas de contaminación o alteración de la calidad detectados.

Los problemas más importantes detectados en la calidad de las aguas subterráneas son: en primer lugar, la intrusión de agua de mar a causa de la sobreexplotación en determinadas zonas costeras relacionadas con aquellos sectores de mayor concentración de población y demanda turística; en un segundo lugar, existe una contaminación natural producida por la circulación de las aguas subterráneas a través de las facies de yesos del Keuper; y, finalmente, una incipiente contaminación por nitratos producida por las prácticas agrícolas.

Palabras Clave: *Ibiza, contaminación, aguas subterráneas.*

INTRODUCCIÓN

La calidad química de las aguas subterráneas de la isla de Ibiza es muy variada en respuesta a la diversidad litológica existente en la isla, a los diferentes esquemas de circulación de las aguas subterráneas y a la afección producida por la acción antrópica que determina problemas de contaminación importantes en las mismas. Todos estos factores modifican, en mayor o menor medida, el quimismo de estas aguas.

El Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE) controla periódicamente una red de Calidad/Intrusión en la isla de Ibiza que cuenta con un total de 73 puntos, algunos de los cuales presentan análisis desde 1973. Para la caracterización de la calidad de las aguas subterráneas se han

tomado aquellos puntos más representativos, un total de 45, con análisis periódicos durante los años 1980-1997. Estos 45 puntos disponen de análisis de dos campañas de toma de muestras al año, coincidiendo una de ellas con la época de lluvias y la otra con la época de estiaje. Estos puntos se distribuyen heterogéneamente por los principales acuíferos de la isla y se sitúan preferentemente a lo largo de la costa.

Las aguas de la isla de Ibiza presentan una gran variedad de facies: bicarbonatadas cloruradas cálcico-sódicas, cloruradas sódicas, sulfatadas cálcico-magnésicas y sulfatadas bicarbonatadas cálcico-sódicas según las distintas zonas de la isla. Químicamente, se trata de aguas duras, según la clasificación de Noisete, con valores que oscilan entre 300-780 mg/l CO_3Ca, llegando en algunas zonas a ser muy duras, 1 000-2 700 mg/l de CO_3Ca, como ocurre en las zonas de Ibiza, San Antonio y San Carlos. La mineralización es notable, entre 900-1 450 microS/cm, aunque en aquellas zonas con problemas de intrusión, como San Antonio y San Carlos, pasa a ser fuerte, 2 500-4 000 microS/cm, llegando incluso a 15 000 microS/cm en la zona de Ibiza.

En general, se pueden considerar aguas aptas para abastecimiento, excepto en aquellas zonas donde la intrusión o la contaminación por sulfatos o nitratos es muy importante. En cuanto al riego, según la Norma de Riverside, son aguas de tipo C_3S_1 con las que el riesgo de alcalinización del suelo es bajo y el de salinización es medio a elevado, aunque en aquellas zonas con problemas de intrusión las aguas se han catalogado como C_4S_2, C_5S_1, C_5S_2, C_5S_3, C_6S_3, siendo el riesgo de salinización y alcalinización de muy elevado a grave según las zonas y el grado de intrusión de las mismas.

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La causa más notable de degradación de la calidad de las aguas subterráneas en la isla de Ibiza es la **intrusión marina.**

Esta intrusión está originada por las continuas e intensivas extracciones realizadas en los acuíferos para satisfacer la demanda urbana, por lo que la calidad de sus recursos se ha visto degradada al penetrar la cuña de intrusión hasta ellos. Este proceso de intrusión se detecta en los acuíferos calizo y cuaternario de Ibiza, calizo y cuaternario de San Antonio y en los acuíferos cuaternarios de Cala Llonga y S'Argentera. Esta intrusión conlleva la disminución de los recursos subterráneos utilizables de la isla .

En los análisis químicos realizados en los puntos de la Red de Intrusión, se ha estudiado esencialmente la evolución de aquellos parámetros indicadores del proceso de intrusión de agua de mar como es el contenido del ion cloruro y los valores de conductividad. El análisis del ion cloruro es determinante en este proceso cuando su concentración supera ciertos límites. De la representación gráfica de sus concentraciones (Fig nº 1 y 2), se deduce la existencia de intrusión en dichos acuíferos de la isla. Las zonas de Ibiza, San Antonio, Cala Llonga y S'Argentera, principalmente las dos primeras, son las que presentan mayor tendencia a la intrusión debido a su situación de proximidad al mar así como por concentrarse en ellas un gran porcentaje de población, ya que son zonas con una mayor demanda turística de la isla. La observación de las isolíneas de conductividad (Fig nº 2) permite delimitar las zonas en las que el proceso de intrusión de agua de mar ha llegado a afectar negativamente la calidad de base de los acuíferos.

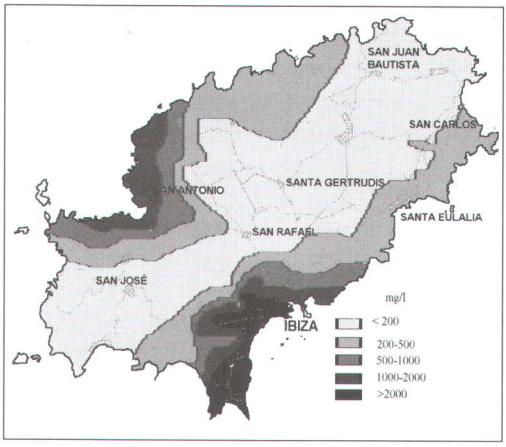


Figura 1: Distribución de cloruros

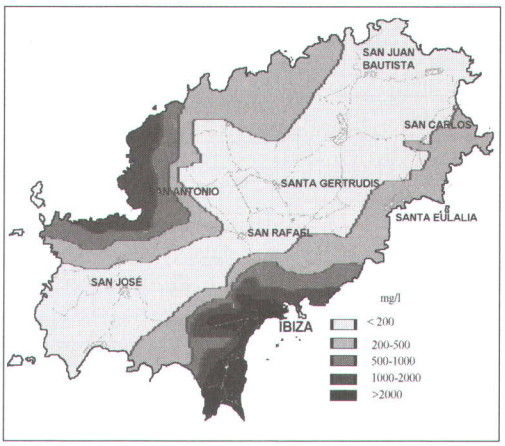


Figura 2: Distribución de la conductividad.

Zona de Ibiza

El sector de mayor explotación en esta zona corresponde a las calizas de Sierra Grossa, al norte de la ciudad de Ibiza. A pesar de su relativa distancia al mar, el descenso de niveles provocado por la explotación realizada ha dado lugar al avance progresivo de la cuña de intrusión hasta unos 5 km tierra adentro. Los valores de cloruros obtenidos en los últimos análisis, en los puntos situados en dicha zona, oscilan entre 990 y 5 000 mg/l.

Según se puede observar en el mapa de isocloruros (Fig nº 1), en esta zona la isolínea de 2 000 mg/l de cloruro, presenta dos senos bien definidos. El primero de ellos, se adentra hacia el borde meridional del acuífero calizo dolomítico de Ibiza obteniéndose valores punta de cloruros de 2 310 mg/l en la captación de C'an Orbay, punto 3431-7-0016 de la red controlada por el ITGE, y 3 200 mg/l en la captación de Ses Heres-I, punto 3431-7-0042. El segundo seno, más marcado que el anterior, apunta hacia el borde oriental del citado acuífero y hacia la cabecera del acuífero cuaternario de Ibiza, con un valor punta de 4 640 mg/l de cloruros en la captación de C'an Fita, en el punto 3431-7-0022.

En ambos casos, las variaciones en las curvaturas de las isolíneas son debidas a las fuertes extracciones a que se ven sometidos los acuíferos para satisfacer las demandas de aguas para abastecimiento, como se ha indicado anteriormente. Cabe esperar que con la disminución de las explotaciones por la instalación de una desaladora de agua de mar para abastecimiento se estabilicen los valores de cloruros en la zona.

En esta zona también se ha analizado el contenido del ion potasio (Fig nº 3) en las aguas subterráneas, ratificandose los resultados obtenidos del estudio de la evolución en el contenido del ion cloruro, definiendo el mismo sector en el que la intrusión a llegado a afectar la calidad química del agua de los acuíferos. Los valores en esta zona oscilan entre 13 y 45 mg/l de potasio.

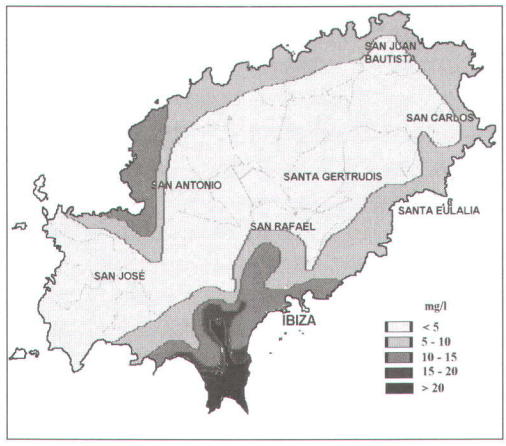


Figura 3: Distribución de potasio.

Zona de San Antonio

En esta zona los contenidos de cloruros son muy variables, oscilando entre un valor mínimo de 100 mg/l hasta contenidos de 1 330 mg/l de cloruros. De la observación de la isolínea de cloruros (Fig nº 1) de 1 000 mg/l se observa un avance hacia el interior de la misma, con dos máximos situados en los sectores este y oeste de la zona. En general, y mas concretamente en el sector oeste, la causa fundamental de esta inflexión y avance de la isolínea hacia el interior está motivada por la explotación intensiva del acuífero cuaternario. No obstante, en el sector oriental de la zona, donde las captaciones se realizan en el acuífero calizo-dolomítico, el avance de la isolínea de 1 000 mg/l de cloruro es debido fundamentalmente a la excesiva profundidad e inadecuada colocación de los grupos de elevación de algunos sondeos. En esta zona se considera que existe una elevación puntual de la interfase más que un avance frontal del proceso de intrusión en sí.

No obstante, se espera que tras la utilización de la desaladora de agua de mar para abastecimiento, lo que implica una disminución de las extracciones de agua subterránea, este proceso de intrusión quede estabilizado.

Existen también indicios de intrusión marina en la **Zona de S'Argentera-San Carlos** observándose inflexiones en las isolíneas de 500 y 1 000 mg/l de cloruros hacia el interior de la zona. La causa de este proceso de intrusión es el incremento de las explotaciones en los acuíferos calizo-dolomíticos en captaciones muy concentradas, destinadas a abastecimiento.

Contaminación por nitratos y formaciones yesíferas

En un segundo plano, quedarían la contaminación producida por el uso inadecuado de fertilizantes nitrogenados y la contaminación natural por sulfatos originada por la circulación de las aguas subterráneas a través de las facies de yesos del Keuper.

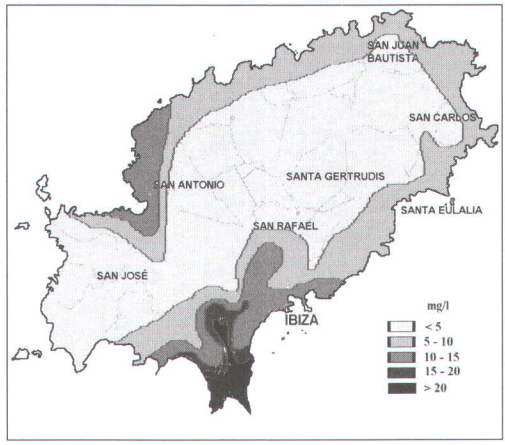


Figura 4: Distribución de sulfatos.

Respecto a la contaminación por **sulfatos**, en el trazado de las isolíneas de sulfatos (Fig nº 4) se observa diferentes zonas cuyas concentraciones son superiores a los 250 mg/l, contenido máximo admitido por la Reglamentación Técnico Sanitaria (R.T.S.). Las zonas que mayores concentraciones presentan son: la de San Carlos, cuya facies se ha definido como sulfatada cálcico magnésica, y cuyas concentraciones de sulfatos varían entre 300 y 760 mg/l, llegando a medirse puntualmente 1055 mg/l en un punto, seguida de las zonas de Ibiza y Santa Eulalia con 240-770 mg/l y 390-750 mg/l respectivamente y, en menor medida, las zonas de San Antonio de Portmany con 484 mg/l, San Juan con 432 mg/l de sulfatos y San Rafael con 300-395 mg/l .

Tras el análisis de la evolución de los sulfatos en las distintas campañas realizadas, se observa que en estas zonas los valores máximos obtenidos coinciden con los años de mayor precipitación registradas en las estaciones metereológicas de la isla, al contrario de lo que ocurre con la concentración de los nitratos. Esto es una consecuencia de una mayor circulación del agua por los materiales del Keuper originando una mayor disolución de las sales en su recorrido .

Este aumento del contenido de sulfatos también queda reflejado en el trazado de las isolíneas de conductividad. Según se observa en el mapa de conductividad, la isolínea de 3 000 microS/cm presenta una entrada pronunciada hacia el acuífero calizo dolomítico de Santa Eulalia, que en esta zona no debe relacionarse con procesos de intrusión ya que el acuífero está desconectado del mar por los materiales margosos y yesíferos del Keuper. En este caso la alta conductividad viene dada por el contenido de sulfatos de las aguas del acuífero.

Respecto a la contaminación de aguas subterráneas por **nitratos** en la isla de Ibiza, ésta debe considerarse muy puntual y en la actualidad no afecta de forma notable a la calidad del recurso. No obstante, según indican los últimos análisis químicos realizados (Diciembre 1996) en algunos sectores se empiezan a detectar concentraciones importantes de nitratos.

En el mapa de isonitratos (Fig nº 5) se observa distintas zonas cuyas concentraciones estan por encima de lo admitido por la R.T.S., 50 mg/l de nitratos. El sector de Santa Eulalia presenta con-

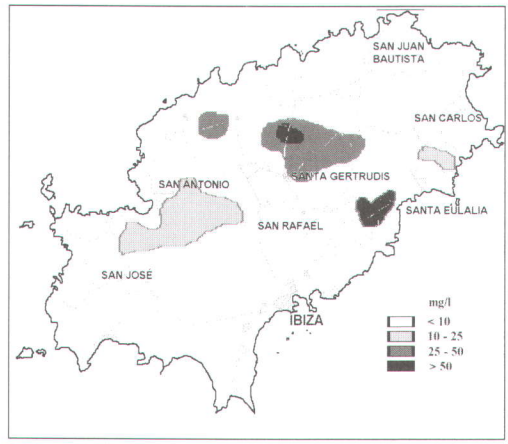


Figura 5: Distribución de nitratos.

centraciones de 88 a 96 mg/l y en el sector de San Miguel-San Mateo, de tradición agrícola, se han encontrado muestras de agua con concentraciones de 88 mg/l de nitratos y, en menor medida, en la zona sur de San Rafael. Próxima a la zona de Santa Eulalia, se han detectado valores de 52 mg/l de nitratos. Todo ello puede indicar una incipiente contaminación por este ion.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, MINISTERIO DE INDUSTRIA, MINISTERIO DE AGRICULTURA (1973). Estudio de los recursos hidráulicos totales de Baleares.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1980) Establecimiento y seguimiento de una red de control piezométrico y de control de calidad de las aguas subterráneas de la isla de Ibiza.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1981) Control piezométrico y de calidad de las aguas subterráneas en la isla de Ibiza.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1982) Control piezométrico y de calidad de las aguas subterráneas de las Islas Baleares. Informe resumen, memoria y análisis químicos.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1982) Estudio de la incidencia de la sequía de los años 1980-81 y 1981-82 en la calidad de las aguas de las Islas Baleares.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1984) Estudio de racionalización en el uso de las aguas subterráneas en el municipio de San Antonio Abad. Isla de Ibiza.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1984) Control piezométrico y de calidad de los acuíferos de la isla de Ibiza. P.N.G.C.A. Informe resumen. Octubre 1983-Junio 1984.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1985) Evolución cualitativa y cuantitativa de las aguas subterráneas en las Islas Baleares. Períodos 1974-1985. Síntesis general.

INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1985) Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en España.

MOPU-INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1988) Delimitación de las Unidades Hidrogeológicas del Territorio Peninsular e Islas Baleares y síntesis de sus características. Islas Baleares. Memoria, Planos y Fichas.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1989) Las aguas subterráneas en España. Estudio de síntesis.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1989) Manual de utilización de acuíferos.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1992) Estudio del nivel de riesgo de contaminación de los abastecimiento urbanos. 1ª Fase. (1990-91-92). Islas Baleares.

GOVERN BALEAR. CONSELLERIA D'OBRES PÚBLIQUES I ORDENACIÓ DEL TERRITORI. (1995). Catálogo de estaciones depuradoras de aguas residuales. Plan de depuración y reutilización de Aguas en Baleares.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1996) Redes de Control de las Aguas Subterráneas. Cuenca de Baleares. Informe semestral. Junio - Diciembre 1996.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (1996) Calidad química y contaminación de las aguas subterráneas en España, período 1982-1993.

INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA Contenido en nitratos de las aguas subterráneas en España. Distribución espacial y evolución temporal. Islas Baleares. Memorias y Anejos.

BATLLE GARGALLO, A. "Importancia de la estructura geológica en el aprovechamiento integral de acuíferos costeros. Ejemplo de Cala Llonga (Ibiza)". Tecniterrae.

EVALUACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE GENERADA POR LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS SOBRE LAS UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS DE LA CUENCA DEL EBRO

GARRIDO SCHNEIDER, Eduardo*, AZCÓN GONZÁLEZ DE AGUILAR, Antonio*, MORENO MERINO, Luís, NAVARRETE MARTÍNEZ, Paloma****

(*) ITGE, Oficina de Proyectos de Zaragoza
Fernando El Católico, 59, 4 C. 50006 ZARAGOZA
(**) ITGE. Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID

RESUMEN

Para el estudio de la calidad química y contaminación de las aguas subterráneas en el período 1982 a 1993 el Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE) evaluó la carga potencialmente contaminante generada por las actividades agropecuarias, urbanas e industriales y que es puesta en movimiento sobre las diferentes unidades hidrogeológicas. El caso aquí expuesto hace referencia a 48 acuíferos de la cuenca del Ebro, donde se ha estimado la carga contaminante en cada uno de sus términos municipales para, posteriormente, compararla con la calidad química general de sus aguas. A partir de datos recopilados de censos de diferentes Departamentos Ministeriales, CCAA, Diputaciones Provinciales y Cámaras Agrarias, entre otros, se cuantifica el volumen de residuos y vertidos líquidos urbanos, nitrógeno de efluentes urbanos; nitrógeno fósforo y potasio aportado por los abonos; nitrógeno DBO_5 y población equivalente de la actividad ganadera; y número de industrias, personal empleado y potencia utilizada por la actividad industrial.

Palabras Clave: *Ebro, contaminación, urbana, ganadera, industrial, nitrógeno, fósforo, potasio, DBO_5, calidad aguas subterráneas.*

INTRODUCCIÓN

La investigación hidrogeológica en la cuenca del Ebro ha permitido disponer de una amplia información hidroquímica generada por el ITGE, departamentos de Gobiernos Autónomos y, más recientemente, la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Con toda esta información, el ITGE procedió en 1995 al análisis comparativo, para el periodo de 1982 a 1993, de la calidad química general del agua subterránea con la carga potencialmente contaminante generada por el conjunto

de actividades urbanas, agropecuarias e industriales que es puesta en movimiento sobre las unidades hidrogeológicas, a fin de contemplar posibles alteraciones de la calidad natural del agua subterránea por la afección directa de estas últimas.El análisis que a continuación se expone sintetiza los resultados del estudio parcial llevado a cabo en la cuenca del Ebro sobre 48 unidades hidrogeológicas (ITGE, 1996) y cuenta con la autorización del ITGE, no teniendo porqué coincidir expresamente las opiniones de los autores con las del ITGE.

METODOLOGÍA DE TRABAJO

Los datos de referencia del estado de las aguas subterráneas han sido los cerca de 5.400 análisis químicos que, para los acuíferos mencionados y período señalado, posee la base de datos del ITGE; en éstos se recopilan análisis procedentes de la Comisaría de Aguas de la CHE, Gobierno Navarro (GN), Junta de Aguas de Cataluña (JAC) y Universidad de Zaragoza (UZ), entre otros. La escala de trabajo ha sido el término municipal, con la lógica salvedad del análisis hidroquímico; posteriormente, en la fase de conclusiones, esta escala se redujo hasta el nivel genérico de la unidad hidrogeológica.

Para la evaluación de la carga contaminante de origen agropecuario se procedió al análisis documental de los censos agrícola (1992) y ganadero (1986) nacional, provincial, municipal y el Anuario de Estadística Agraria (1989) del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA), seleccionando y ponderando previamente, en función de los códigos municipales, aquellos núcleos urbanos que quedasen incluidos en las poligonales envolventes de las unidades hidrogeológicas (DGOH-ITGE, 1988).

Relativos a las actividades agrícolas se analizaron los datos de superficies cultivadas, tanto en regadío como en secano, para las distintas especies leñosas y herbáceas. La estadística obtenida se comparó con los datos aportados por las Cámaras Agrarias locales sobre las estimaciones de los tipos y las dosis medias de fertilizantes aplicados en cada zona. Conocida la riqueza del fertilizante, se procedió a evaluar la cantidad puesta en movimiento en el suelo (T/año) de los principales elementos nutritivos de los fertilizantes agrícolas: nitrógeno, K_2O y P_2O_5 (SEOANEZ, 1977).

Del censo ganadero se cuantificaron las cabezas de las distintas cabañas, individualizando las crías de los ejemplares adultos. Puesto que de cada especie, sea cría o adulto, se generan cantidades distintas de residuos, el cálculo de la carga potencialmente contaminante se efectúa de manera independiente para tres indicadores básicos (SAINZ & COMPAIRE, 1984): producción de nitrógeno, DBO_5 y población equivalente a la carga contaminante, dada en habitantes; esta última es calculada para cada cabaña basándose en la producción de DBO_5 según la fórmula: DBO_5 (T/año)/0,0274.

Los datos de población manejados han sido los recogidos en el Censo de Población de 1991 y publicados por el INE en 1992. Esta estadística ha sido básica para cuantificar la presión contaminante de la población mediante la estimación del volumen de residuos líquidos de origen urbano (RLU) y el de residuos sólidos (RSU), así como para el cálculo de la producción de nitrógeno procedente de los efluentes urbanos mediante la dosis de: 5,1 kg/hab/año. Los volúmenes RSU y RLU han sido cotrastados a su vez con las cifras aportadas por los Departamentos Medioambientales de las diferentes CCAA con competencias en la materia.

La gran variedad de industrias y procesos de producción no permiten detallar su efecto contaminante en términos de un único parámetro químico, por lo que se ha optado por evaluar el poder contaminante en función de la potencia eléctrica instalada, número de instalaciones y personal ocupado. Para ello se seleccionó del Registro Industrial de 1992 del Ministerio de Industria y Energía (MINER) 23 actividades que por su código CNAE y actividad pudieran sugerir una producción elevada o tóxica de material contaminante durante algún estadio de su proceso de producción.

El tratamiento del elevado volumen de datos disponibles en las bases de datos generadas fue agilizado con la ejecución de varios programas informáticos creados al efecto.

ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

Las unidades de mayor asentamiento de población suelen coincidir con aquellas donde es frecuente el uso extendido de suelo agrícola. Por ello es habitual que las prácticas intensivas de regadío o secano y la reutilización de las aguas provoquen la sobreconcentración de compuestos nitrogenados y la reciente aparición de plaguicidas organoclorados.

La superficie ocupada por la agricultura sobre las unidades es de 1.383.080 ha, en las que la aplicación de fertilizantes supone un aporte algo superior a las 120.000 T/año de nitrógeno, 89.200 T/año de P_2O_5 y 82.400 T/año de K_2O.

En este sentido destacan las unidades aluviales del Ebro: U.H. n^{os} 26 y 27 como las de mayor adición de los tres nutrientes por fertilizantes, especialmente de nitrógeno, hecho que se constata en las elevadas concentraciones de este componente en sus aguas subterráneas. Contrariamente, los acuíferos que se extienden a lo largo de las zonas de alta montaña, tanto de la cabecera de cuenca como los pirenaicos o los ibéricos, soportan dosis de potasio y fósforo elevadas frente al nitrógeno, hasta el punto de que, comparativamente, pueden superarlo en algunos acuíferos como consecuencia de un predominio claro de los cultivos forrajeros.

ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDADES GANADERAS

Las actividades pecuarias son causantes de una afección a las aguas subterráneas, que aunque generalizada, no constituyen en la actualidad focos importantes de contaminación, excepción hecha de situaciones puntuales y acuíferos someros, la mayoría de ellos no incluidos en la catalogación de acuíferos del año 1988, utilizada en este trabajo. No obstante, es importante el impacto potencial de esta actividad que equivale a una población de 8.974.950 personas, es decir, multiplica por 5 veces la población asentada en las unidades de la cuenca.

De forma detallada, este impacto es más importante en las U.H de Ortigosa-Mansilla-Neila, Montsec y Esera-Oliana, donde la población equivalente multiplica a los habitantes de estas unidades en 61, 36 y 30 veces respectivamente. Por el contrario, la unidad de Treviño es una de las de menor asentamiento ganadero frente a la población existente.

TABLA I: IMPACTO POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	SUPERF. CULTIVO IMPACTO AGRÍCOLA				
	Secano (ha)	Regadío (ha)	N (T/año)	P (T/año)	K (T/año)
01 FONTIBRE	407	50	25,8	38,3	45,4
02 SEDANO-LA LORA	14119	1059	947,8	689,1	481,0
03 VILLARCAYO	30979	654	1741,8	1690,0	1108,4
04 MONTES OBARENES-SOBRÓN	11538	68	757,7	646,8	314,1
05 TREVIÑO	29270	2021	2116,8	1706,8	1304,0
06 SUBIJANA-NANCLARES	3358	88	213,8	208,1	204,6
07 SIERRA DE CANTABRIA	11355	1082	894,0	770,1	665,8
08 ARANA	1345	454	112,4	115,9	95,8
09 ALUVIAL DE VITORIA	16421	168	1054,3	970,7	826,5
10 ENTZIA-MONTES DE VITORIA	1847	15	117,3	110,0	105,4
11 LOQUIZ	5354	501	413,8	315,9	218,1
12 URBASA	2291	39	172,3	162,9	199,5
13 ARALAR-ULZAMA	814	70	63,4	55,8	59,1
14 ANDÍA	14650	401	933,6	767,2	569,3
15 LEYRE	6479	127	394,9	332,6	282,6
16 LARRA	0	0	0,0	0,0	0,0
17 ALTO GÁLLEGO-ALTO ARAGÓN	316	77	24,0	34,8	34,2
18 STO. DOMINGO-SIERRA DE GUARA	18755	477	1073,5	823,7	822,6
19 ALTO SOBRARBE	607	161	49,3	60,1	32,8
20 ORDESA-MONTE PERDIDO	182	70	13,6	24,3	17,2
21 SIERRAS INTERIORES	10426	1744	664,3	1075,4	783,3
22 MONTSEC	9862	119	507,3	486,7	439,1
23 ÉSERA-OLIANA	29733	4852	2311,4	1742,1	1798,4
24 GLERA	10028	6174	1551,2	1187,2	1031,4

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	SUPERF. CULTIVO IMPACTO AGRÍCOLA				
	Secano (ha)	Regadío (ha)	N (T/año)	P (T/año)	K (T/año)
25 EBRO Y AFLUENTES	37320	12010	3568,7	3466,0	3595,4
26 MENDAVIA-OLITE-CORTES	104264	87808	21566,8	14267,2	13065,9
27 ALUVIALES DEL EBRO	82187	82439	19618,6	13771,4	8361,8
28 ALUVIAL DEL GALLEGO	25447	10583	3388,7	2229,9	1549,3
29 ALUVIAL DEL CINCA	21383	59630	8893,4	5711,9	5557,8
30 ALUVIAL DEL SEGRE	20189	51485	7521,2	5261,0	6439,4
31 CURSO BAJO Y DELTA DEL EBRO	35022	18763	7161,8	5320,1	6357,4
32 EZCARAY-PRADOLUENGO	916	171	71,8	93,1	43,8
33 ORTIGOSA-MANSILLA-NEILA	15	17	3,5	3,6	4,1
34 JUBERA-ANGUIANO	4530	763	324,6	277,3	307,5
35 FITERO-ARNEDILLO	1755	155	114,3	89,5	114,7
36 QUEILES-JALÓN	15553	6154	1782,2	1265,9	1979,0
37 JALÓN-AGUAS VIVAS-ALFAMÉN	32358	11721	3738,4	2902,7	3758,9
38 MUEL-BELCHITE	35920	3067	2432,7	1754,2	1659,4
39 CALATAYUD-MONTALBÁN	80477	12704	6309,0	5038,6	5872,0
40 CUBETA DE OLIETE	25956	1845	1765,1	1443,1	1415,1
41 PORTALRUBIO-CALANDA	39868	5056	3144,2	2758,4	2887,3
42 PUERTOS DE BECEITE	18799	821	1382,3	1303,0	1588,8
43 SIERRA DE SOLORIO	59982	2476	3536,9	2595,1	1991,0
44 PIEDRA-GALLOCANTA	35783	884	2093,0	1583,3	1244,1
45 CELLA-MOLINA DE ARAGÓN	5650	1850	633,8	414,5	300,5
46 VALLE DE JILOCA	42012	8928	3333,6	2480,8	2008,9
47 LIDÓN-PALOMERA	12558	15	682,4	497,1	387,8
48 MONCAYO-SORIA	14119	1059	947,8	689,1	481,0
TOTAL	982199	400875	120169	89231	82409

TABLA II: IMPACTO POR ACTIVIDADES GANADERAS

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	IMPACTO GANADERO		
	N (T/año)	DBO_5 (T/año)	Pob. equiv. (hab)
01 FONTIBRE	429,4	2371,4	86545
02 SEDANO-LA LORA	630,6	2969,7	108348
03 VILLARCAYO	1059,1	5477,2	199899
04 MONTES OBARENES-SOBRÓN	107,1	427,3	17239
05 TREVIÑO	232,2	974,8	35578
06 SUBIJANA-NANCLARES	0,0	0,0	0
07 SIERRA DE CANTABRIA	86,2	355,8	12258
08 ARANA	0,0	0,0	0
09 ALUVIAL DE VITORIA	3516,6	16220,2	591979
10 ENTZIA-MONTES DE VITORIA	50,3	237,4	8665
11 LOQUIZ	399,6	1557,1	56830
12 URBASA	593,4	2526,6	92212
13 ARALAR-ULZAMA	747,0	3438,8	125505
14 ANDÍA	1028,3	4608,5	168233
15 LEYRE	201,8	840,1	30662
16 LARRA	0,0	0,0	0
17 ALTO GÁLLEGO-ALTO ARAGÓN	112,5	548,9	20034
18 STO. DOMINGO-SIERRA DE GUARA	632,9	2026,6	73966
19 ALTO SOBRARBE	82,7	374,5	13670
20 ORDESA-MONTE PERDIDO	222,2	1116,8	40760
21 SIERRAS INTERIORES	1629,8	7744,0	282631
22 MONTSEC	567,2	2208,8	80616
23 ÉSERA-OLIANA	1990,0	6930,7	252946
24 GLERA	303,0	1069,2	39024

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	IMPACTO GANADERO		
	N (T/año)	DBO_5 (T/año)	Pob. equiv. (hab)
25 EBRO Y AFLUENTES	1535,8	6576,6	240022
26 MENDAVIA-OLITE-CORTES	7178,2	24920,4	909507
27 ALUVIALES DEL EBRO	6368,7	25550,7	932509
28 ALUVIAL DEL GALLEGO	1286,0	4375,6	159696
29 ALUVIAL DEL CINCA	6217,1	20217,9	737881
30 ALUVIAL DEL SEGRE	6343,4	25258,9	925510
31 CURSO BAJO Y DELTA DEL EBRO	5612,0	15271,7	557362
32 EZCARAY-PRADOLUENGO	268,7	1386,3	50598
33 ORTIGOSA-MANSILLA-NEILA	301,7	1313,8	47949
34 JUBERA-ANGUIANO	552,0	2476,0	90367
35 FITERO-ARNEDILLO	81,0	318,0	11606
36 QUEILES-JALÓN	924,1	3176,6	115938
37 JALÓN-AGUAS VIVAS-ALFAMÉN	1085,8	3431,6	125241
38 MUEL-BELCHITE	1187,1	3760,9	137262
39 CALATAYUD-MONTALBÁN	2047,3	7050,2	257309
40 CUBETA DE OLIETE	480,3	1677,5	61225
41 PORTALRUBIO-CALANDA	2494,0	8932,3	325997
42 PUERTOS DE BECEITE	3077,7	8825,5	322100
43 SIERRA DE SOLORIO	1036,4	4153,7	151995
44 PIEDRA-GALLOCANTA	562,9	1917,1	69970
45 CELLA-MOLINA DE ARAGÓN	226,0	948,7	34625
46 VALLE DE JILOCA	1456,6	5624,8	205286
47 LIDÓN-PALOMERA	244,9	897,6	32759
48 MONCAYO-SORIA	1005,6	3688,8	134628
TOTAL	66195	245775	8974942

ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN URBANA E INDUSTRIAL

Los principales problemas de contaminación de origen urbano e industrial se ciernen sobre unidades hidrogeológicas asentadas sobre formaciones aluviales. En ellas, las afecciones originadas en los vertidos ilegales o accidentales, fugas y la existencia de suelos contaminados donde se depositan y ocultan los residuos de la industria provocan la aparición de compuestos tóxicos en el agua subterránea, a veces de forma extensa y con concentraciones superiores a las marcadas por la actual legislación (R.D. 1138/1990 de 14 de septiembre).

Estas áreas, al ser también zonas con buenas comunicaciones terrestres y con abundante disponibilidad del recurso hídrico, son asiento de grandes núcleos de población sobre los que se circunscribe una elevada población diseminada en pequeños núcleos y parcelaciones muchas de ellas ilegales. Las prácticas inadecuadas de vertido de sus residuos, tanto líquidos como sólidos, en fosas sépticas sin control, acequias, balsas, etc., genera en gran número de veces una contaminación puntual o local de origen urbano, por lo que es frecuente la aparición en el agua subterránea de especies indicadoras de esta actividad: NO_2^-, NH_4, DQO, contaminación bacteriológica, etc. que degradan su potencial uso, situación puesta de manifiesto en algunos estudios sectoriales: ARRATE (1994); CARCELLER & GARRIDO (1994). La situación se repite en otras unidades hidrogeológicas aunque de forma esporádica y en condiciones fácilmente subsanables.

La producción de RSU se evalúa en algo más de 581.000 T/año en todas las unidades hidrogeológicas de la cuenca, siendo la U.H. 27 (Aluviales del Ebro) y la U.H. 9 (Aluvial de Vitoria) las que soportan las mayores cargas. El volumen de VLU asciende a casi 180 hm^3/año, que suponen una carga de nitrógeno de 9.660 T/año, coincidiendo las cargas más altas con las anteriores unidades.

AFECCIÓN A LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LAS ACTIVIDADES POTENCIALMENTE CONTAMINANTES

A nivel de toda la cuenca del Ebro se observa que los acuíferos definidos para formaciones calcáreas, los confinados y los de las zonas de cabecera son los que presentan mejores calidades del agua subterránea dado que se asientan sobre zonas montañosas, poco pobladas, en los que difícilmente se concentran actividades antrópicas que no sean las estrictamente agropecuarias. La calidad empeora progresivamente a medida que estas unidades se ubican en zonas más bajas, sobre formaciones terrígenas y yesíferas del Terciario o sobre los aluviales cuaternarios densamente poblados.

El efecto más fácilmente detectable en las aguas subterráneas será su variación en la concentración de nitratos. La figura 1 muestra el peso porcentual del aporte de nitrógeno a los acuíferos que procede de las diferentes actividades estudiadas; en ella se observa cómo las afecciones urbanas no superan en ningún caso el 20% y que en 32 acuíferos el aporte principal procede de la agricultura frente a otros 15 donde el nitrógeno es mayoritariamente de origen pecuario.

Cabe destacar que, no obstante las grandes cantidades de carga contaminante aportadas por la actividad antrópica sobre algunos acuíferos, no se detecta el grado de contaminación que cabría esperar. Ello puede ser debido a fenómenos de autodepuración; pero no es descartable pensar que parte importante de la contaminación generada no sea detectada por las actuales redes de observa-

TABLA III: IMPACTO POR ACTIVIDADES URBANAS

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	IMPACTO URBANO		
	RSU (T/año)	RLU (hm^3/año)	N (T/año)
01 FONTIBRE	5077,9	1,061	77,1
02 SEDANO-LA LORA	3090,3	0,470	46,9
03 VILLARCAYO	6700,5	1,020	101,7
04 MONTES OBARENES-SOBRÓN	629,3	0,096	9,6
05 TREVIÑO	14737,4	2,790	211,6
06 SUBIJANA-NANCLARES	1313,3	0,200	19,9
07 SIERRA DE CANTABRIA	789,1	0,120	11,9
08 ARANA	420,1	0,064	6,3
09 ALUVIAL DE VITORIA	74853,0	19,030	1067,8
10 ENTZIA-MONTES DE VITORIA	341,5	0,052	5,1
11 LOQUIZ	778,0	0,118	11,8
12 URBASA	3276,0	0,499	49,7
13 ARALAR-ULZAMA	1575,2	0,240	23,9
14 ANDÍA	2815,0	0,428	42,7
15 LEYRE	1109,8	0,169	18,8
16 LARRA	0,0	0,000	0,0
17 ALTO GÁLLEGO-ALTO ARAGÓN	534,3	0,083	8,3
18 STO. DOMINGO-SIERRA DE GUARA	1041,6	0,159	15,8
19 ALTO SOBRARBE	378,7	0,058	5,7
20 ORDESA-MONTE PERDIDO	474,1	0,072	7,2
21 SIERRAS INTERIORES	4464,1	0,679	67,8
22 MONTSEC	581,4	0,112	11,1
23 ÉSERA-OLIANA	2743,8	0,418	41,6
24 GLERA	3135,3	0,477	47,6

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	IMPACTO URBANO		
	RSU (T/año)	RLU (hm^3/año)	N (T/año)
25 EBRO Y AFLUENTES	58122,2	16,265	843,2
26 MENDAVIA-OLITE-CORTES	60949,3	13,604	957,0
27 ALUVIALES DEL EBRO	174239,7	82,853	3354,7
28 ALUVIAL DEL GALLEGO	3633,3	0,621	91,9
29 ALUVIAL DEL CINCA	11217,5	2,949	208,8
30 ALUVIAL DEL SEGRE	48622,7	15,549	779,5
31 CURSO BAJO Y DELTA DEL EBRO	25694,5	6,748	448,7
32 EZCARAY-PRADOLUENGO	1396,1	0,217	21,6
33 ORTIGOSA-MANSILLA-NEILA	200,5	0,040	4,0
34 JUBERA-ANGUIANO	1140,1	0,213	21,2
35 FITERO-ARNEDILLO	369,3	0,056	5,6
36 QUEILES-JALÓN	6028,2	0,917	91,5
37 JALÓN-AGUAS VIVAS-ALFAMÉN	6428,5	0,978	97,6
38 MUEL-BELCHITE	2422,4	0,369	36,7
39 CALATAYUD-MONTALBÁN	16276,5	3,581	247,2
40 CUBETA DE OLIETE	5753,9	1,069	87,4
41 PORTALRUBIO-CALANDA	9459,8	1,440	143,6
42 PUERTOS DE BECEITE	4382,8	0,667	66,5
43 SIERRA DE SOLORIO	3687,7	0,561	56,0
44 PIEDRA-GALLOCANTA	1483,2	0,226	22,5
45 CELLA-MOLINA DE ARAGÓN	1041,3	0,158	15,8
46 VALLE DE JILOCA	5199,8	0,791	78,9
47 LIDÓN-PALOMERA	390,5	0,059	5,9
48 MONCAYO-SORIA	2852,6	0,434	43,3
TOTAL	**581852**	**179**	**9639**

TABLA IV: IMPACTO POR ACTIVIDADES INDUSTRIALES

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	IMPACTO INDUSTRIAL		
	Nº IND.	POTENCIA (Kw/año)	PERSONAL
01 FONTIBRE	50	102136	2148
02 SEDANO-LA LORA	53	477	116
03 VILLARCAYO	115	5648	438
04 MONTES OBARENES-SOBRÓN	14	918	94
05 TREVIÑO	239	58507	3440
06 SUBIJANA-NANCLARES	18	12107	587
07 SIERRA DE CANTABRIA	19	751	55
08 ARANA	9	201	53
09 ALUVIAL DE VITORIA	970	421694	26308
10 ENTZIA-MONTES DE VITORIA	8	104	36
11 LOQUIZ	17	147	22
12 URBASA	92	28488	1400
13 ARALAR-ULZAMA	41	31721	1174
14 ANDÍA	119	112885	5284
15 LEYRE	23	455	48
16 LARRA	0	0	0
17 ALTO GÁLLEGO-ALTO ARAGÓN	9	80	13
18 STO. DOMINGO-SIERRA DE GUARA	28	158	38
19 ALTO SOBRARBE	6	25	10
20 ORDESA-MONTE PERDIDO	3	15	3
21 SIERRAS INTERIORES	91	2884	378
22 MONTSEC	19	157	28
23 ÉSERA-OLIANA	54	1291	136
24 GLERA	66	4056	308

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA	IMPACTO INDUSTRIAL		
	Nº IND.	POTENCIA (Kw/año)	PERSONAL
25 EBRO Y AFLUENTES	983	99979	12552
26 MENDAVIA-OLITE-CORTES	1606	176198	27255
27 ALUVIALES DEL EBRO	5747	704525	67932
28 ALUVIAL DEL GALLEGO	209	21914	1855
29 ALUVIAL DEL CINCA	307	177865	3791
30 ALUVIAL DEL SEGRE	805	103903	6521
31 CURSO BAJO Y DELTA DEL EBRO	971	34902	5099
32 EZCARAY-PRADOLUENGO	137	2180	494
33 ORTIGOSA-MANSILLA-NEILA	2	4	4
34 JUBERA-ANGUIANO	34	2249	179
35 FITERO-ARNEDILLO	8	201	60
36 QUEILES-JALÓN	131	7609	577
37 JALÓN-AGUAS VIVAS-ALFAMÉN	132	4667	489
38 MUEL-BELCHITE	59	5901	842
39 CALATAYUD-MONTALBÁN	367	18863	2106
40 CUBETA DE OLIETE	92	6381	708
41 PORTALRUBIO-CALANDA	208	607	5073
42 PUERTOS DE BECEITE	189	3030	765
43 SIERRA DE SOLORIO	79	1952	267
44 PIEDRA-GALLOCANTA	34	5056	162
45 CELLA-MOLINA DE ARAGÓN	22	262	57
46 VALLE DE JILOCA	122	2543	388
47 LIDÓN-PALOMERA	9	85	9
48 MONCAYO-SORIA	59	1435	242
TOTAL	14375	2167216	179544

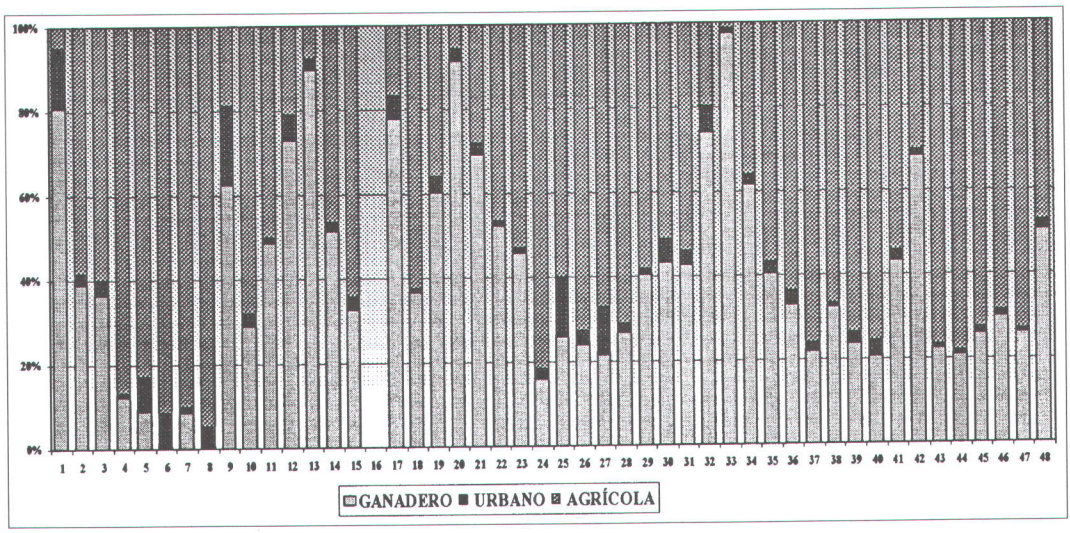


Figura 1: Relación porcentual de la procedencia del aporte de nitrógeno sobrelas unidades hidrogeológicas de la cuenca del Ebro.

ción debido al distanciamiento de las medidas, tanto temporal como espacial, como al hecho de que numerosos agentes contaminantes no son objeto de seguimiento dado el elevado coste de la analítica requerida. En estas circunstancias, el futuro control hidroquímico de los acuíferos debe tender a crear redes específicas para el seguimiento de aquellos parámetros cuya existencia es previsible de acuerdo con la actividad antrópica del entorno.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARRATE JORRÍN, I. *et al.* (1994). Problemas de contaminación en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz derivados de la gestión de los recursos hídricos y de los usos del suelo. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España,* t1:323-328. Alcalá de Henares (Madrid).

CARCELLER, T. & GARRIDO, E. (1994). Aproximación al estado de la contaminación antrópica en el acuífero aluvial del Ebro (sector Zaragoza-Luceni). *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España,* t1: 61-72. Alcalá de Henares (Madrid).

DGOH-ITGZ (1988). Delimitación de las unidades hidrogeológicas del territorio peninsular e Islas Baleares y síntesis de sus características. Cuenca del Ebro.

ITGE (1996). *Calidad química y contaminación de las aguas subterráneas en España, período 1982-1993. Cuenca del Ebro.* Madrid. 225 pp.

SAINZ MORENO, L. & COMPAIRE FERNÁNDEZ, C. (1984). Animales y contaminación biótica ambiental. *Serie Técnica del Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios.*

SEOANEZ CALVO (1977). *La contaminación agraria.* Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias.

EL IMPACTO DE LOS POZOS ABANDONADOS SOBRE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DEL ACUÍFERO DE MADRID

HERNÁNDEZ GARCÍA, María Elvira*; LLAMAS MADURGA, M. Ramón* y CRUCES DE ABIA, Joaquín**

(*) Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040 MADRID

(**) Departamento de Física Aplicada. E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Avda. de los Castros s/n. 39005 SANTANDER

RESUMEN

Las restricciones de agua sufridas en la Comunidad de Madrid al final de la última sequía (1990/93) dieron origen al uso de las aguas subterráneas como una forma alternativa de abastecimiento. De este modo, un gran número de ayuntamientos de la Comunidad de Madrid, así como industrias y particulares, decidieron autoabastecerse mediante pozos. Durante 1992 y 1993 se perforaron más de dos mil pozos en la Comunidad de Madrid. En la construcción de un buen número de ellos se empleó una tecnología poco apropiada y estos pozos probablemente serán abandonados por sus propietarios cuando comiencen a generarles problemas (bombeo de arenas, presencia de contaminantes por mezcla con aguas superficiales de baja calidad, etc); de hecho, algunos de ellos ya han sido abandonados. A estos pozos se unen otros, construidos con anterioridad a la última sequía y que ya se han abandonado sin haber sido sellados o con un sellado deficiente.

Estos pozos abandonados (principalmente los profundos) pueden ser un foco directo de contaminación de las aguas subterráneas del acuífero detrítico del Terciario de Madrid. En este estudio se pone de manifiesto el posible impacto de estos pozos abandonados sobre la calidad de las aguas subterráneas del mencionado acuífero que está llamado a jugar un importante papel en el abastecimiento de Madrid durante los períodos de sequía. Sin embargo, el riesgo de contaminación del acuífero de Madrid por el abandono de pozos profundos no se evitará mediante una simple prohibición de la construcción de nuevos pozos, sino con el uso de una tecnología apropiada para su diseño, construcción y abandono.

Palabras Clave: *Acuífero de Madrid, Terciario, Hidrogeología urbana, calidad de aguas, contaminación, pozos abandonados, abastecimiento, sellado de pozos.*

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La Comunidad de Madrid padeció restricciones de agua al final de la última sequía (1990/93). Estas restricciones dieron origen al uso de las aguas subterráneas como una forma alternativa de abastecimiento, de tal forma que numerosos particulares, industrias, colegios, así como diversos ayuntamientos de la Comunidad optaron por el autoabastecimiento mediante pozos (cf . HERNÁNDEZ GARCÍA y LLAMAS, 1995; LLAMAS *et al.,* 1996). Dada la construcción masiva de pozos durante 1992 y 1993 (se perforaron más de dos mil pozos en la Comunidad de Madrid) y teniendo en cuenta que en la construcción de un buen número de ellos pudo haberse empleado una tecnología inadecuada con objeto de abaratar el coste final, surge el temor de que la excelente calidad de las aguas subterráneas del acuífero detrítico del Terciario de Madrid se pueda ver modificada (HERNÁNDEZ GARCÍA *et al.*, 1995).

Los pozos de captación de aguas subterráneas construídos de una forma apropiada no constituyen una fuente de contaminación. Sin embargo, cuando estos pozos se construyen con una tecnología deficiente (ver CUSTODIO, 1981) como por ejemplo, pozos con ausencia de sello sanitario en la parte superior del anular y cuando son abandonados de forma incontrolada por los usuarios (con frecuencia a causa de los problemas derivados de una mala construcción, ver HERNÁNDEZ y LLAMAS, 1994), los pozos comienzan a actuar como conductos a través de los cuales los contaminantes pueden viajar verticalmente y penetrar en otras zonas acuíferas hasta entonces protegidas de la contaminación de forma natural. Tenemos conocimiento de que algunos de los pozos construídos durante la última sequía ya han sido abandonados. Otros pozos construídos anteriormente también se han abandonado sin haber sido sellados o con un sellado deficiente. A pesar de que el acuífero detrítico del Terciario de Madrid presenta una protección natural frente a la contaminación de origen superficial gracias a su estructura formada por lentejones de arenas inmersas de modo aleatorio en una matriz arcilloso-limosa, los pozos abandonados (principalmente los profundos) pueden suponer una forma de contaminación directa al acuífero extremadamente peligrosa. En este estudio se pone de manifiesto el posible impacto de estos pozos abandonados sobre la calidad de las aguas subterráneas del mencionado acuífero y se proponen una serie de medidas para su protección basadas en el uso de una tecnología apropiada para el diseño, construcción y abandono de captaciones de aguas subterráneas.

MARCO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

Desde el punto de vista geológico la Cuenca de Madrid corresponde a una de las depresiones intracontinentales de edad terciaria existentes en la Península Ibérica (fig. 1). Esta depresión tectónica alberga el Sistema Acuífero de Madrid-Talavera 03.05 (SERVICIO GEOLÓGICO, 1990) de unos 6.000 km^2 de extensión y con una potencia que oscila entre los 200 metros en los alrededores de Talavera de la Reina hasta los 3.000 metros en el área de El Pardo. De acuerdo con CALVO SORANDO Y GARCÍA YAGÜE (1985), el análisis sedimentológico de las facies observadas en el área de Madrid conduce al establecimiento de un modelo evolutivo en un clima semi-árido y en ambiente continental de carácter progradante, desde depósitos de abanicos aluviales de naturaleza arcósica (facies detríticas medias y distales) a depósitos palustres arcillosos, carbonatados y sepiolíticos (orla de abanico) y depósitos lacustres evaporíticos (de centro de cuenca).

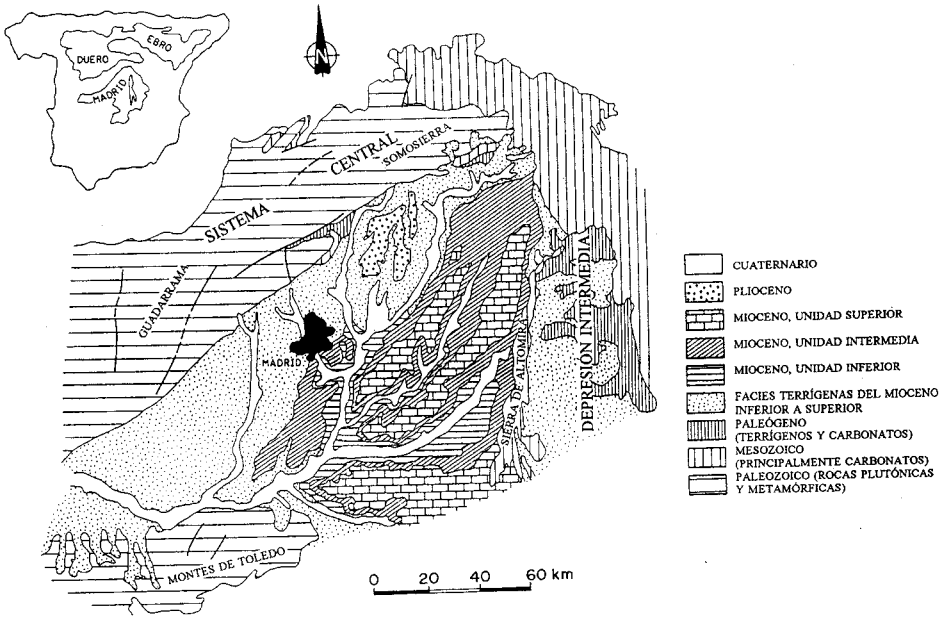


Fig. 1.- Encuadre geológico de la Cuenca de Madrid (modificado de ALONSO ZARZA *et al.*, 1989).

Aunque se puede considerar que todo el conjunto del Terciario funciona como un único acuífero, las facies detríticas son las más interesantes desde el punto de vista del aprovechamiento de sus aguas subterráneas, tanto por la cuantía de los caudales obtenidos como por la buena calidad de sus aguas. Al realizar un sondeo de captación de agua subterránea en las facies detríticas, se busca la explotación de los lentejones arcósicos permeables que se encuentran inmersos de modo aleatorio en una matriz de carácter arcilloso-limosa. Los materiales detríticos terciarios que forman la Cuenca de Madrid constituyen un único sistema acuífero, libre, de gran espesor, heterogéneo y anisótropo. La permeabilidad media horizontal del acuífero detrítico es del orden de 0,1 a 0,25 m/día y la permeabilidad media vertical equivalente para el conjunto alternante de capas arenosas y arcillosas es unas 50 a 200 veces inferior que la horizontal. Su baja permeabilidad vertical le confiere un comportamiento hidráulico más parecido a un acuitardo que a un acuífero en sentido estricto (cf. LLAMAS, 1986). En el acuífero detrítico de Madrid existe una componente vertical de flujo muy importante asociada al funcionamiento hidrogeológico basado en que el potencial hidráulico disminuye con la profundidad en las zonas de interfluvio, que actúan como zonas de recarga, aumentando el potencial con la profundidad en el fondo de los valles principalmente, que actúan como zonas de descarga (cf. SAMPER et al., 1992). Con todo ello se debe tener en cuenta el importante efecto que puede jugar la existencia de gradientes verticales naturales descendentes en zonas de recarga en el transporte de contaminantes de origen superficial a través de pozos abandonados o de deficiente construcción, provocando la extensión de la contaminación hacia la parte profunda del acuífero (fig. 2).

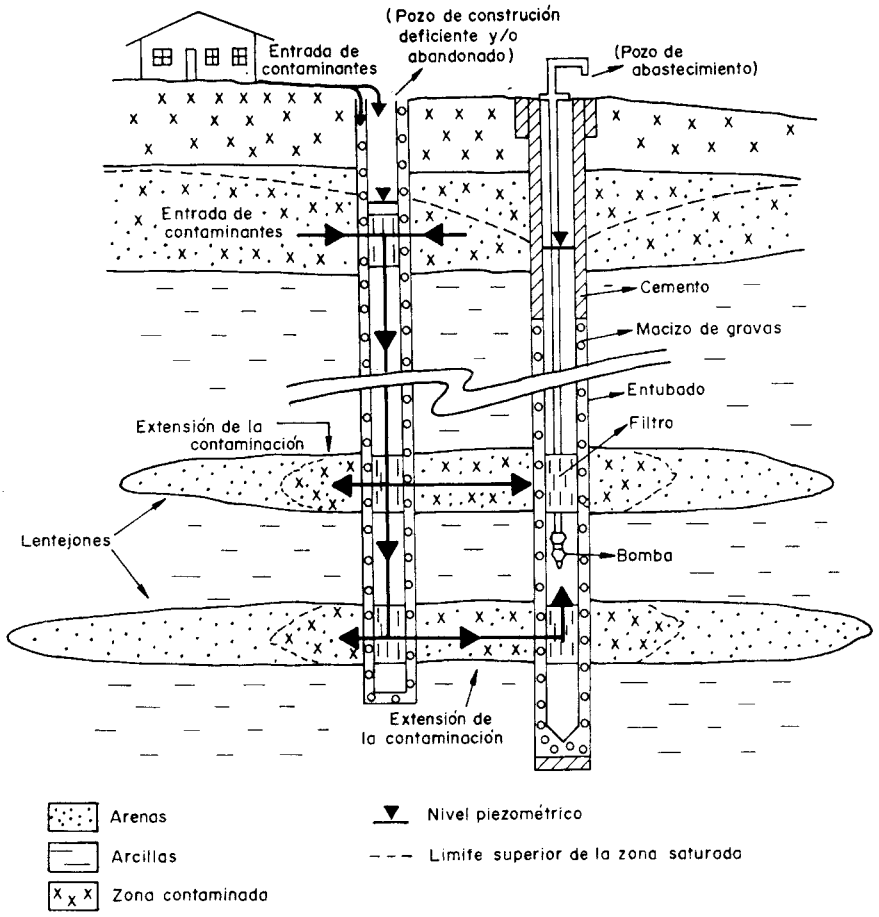


Fig.2.- Extensión de la contaminación de origen superficial a través de un pozo de construcción deficiente y/o abandonado en presencia de flujos verticales.

PROBLEMÁTICA DEL ABANDONO DE POZOS EN EL ACUÍFERO DETRÍTICO DEL TERCIARIO DE MADRID

La causa más extendida de abandono de pozos de producción de agua en Madrid es atribuible al uso de una tecnología inadecuada en su construcción: En unos casos los pozos de construcción deficiente dan aguas de mala calidad al no presentar un sello sanitario adecuado en su parte superior. En otros casos el abandono se produce porque el pozo bombea arenas debido a un mala selección de la abertura de los filtros y de la granulometría del macizo de gravas y/o falta de desarrollo en los pozos. La presencia de arenas erosiona los rodetes de las bombas y atasca los aspersores; éste ultimo hecho impide la aplicación del agua para el riego de césped. En la mayoría de los casos se opta por la construcción de un nuevo pozo como solución al problema, con lo cual el pozo anterior

se abandona. En no pocas ocasiones, una construcción deficiente provoca la oclusión de gran parte de la superficie abierta de las rejillas, con la consiguiente pérdida de productividad de los pozos, ya sea por crecimientos bacterianos, por ausencia de desarrollo, etc.

Cuando un pozo se abandona por cualquiera de los motivos antes expuestos, o por otros, en muchas ocasiones se abandona con la bomba incluida; en otros casos se saca la bomba y se coloca una tapa de madera o de metal en la emboquilladura (ésta última a veces soldada o a veces no), aunque muchas veces se queda abierto. En muy contadas ocasiones el pozo se rellena de arena. Todos éstos son débiles intentos de asegurar que el pozo no suponga un peligro público; desafortunadamente tales procedimientos fallan puesto que la mera existencia de un pozo abandonado de forma incontrolada supone una vía directa de inyección de contaminantes en el acuífero (bien por el interior del entubado, bien a través del anular si el sello sanitario es deficiente o está ausente) al permitir la entrada de aguas superficiales contaminadas y facilitar el flujo entre la parte más superficial del acuífero (contaminada, sobre todo en la zona del casco urbano) y la parte profunda (en principio exenta de contaminación). Además, un pozo abandonado llega a ser con frecuencia un receptáculo para el vertido esporádico de basuras y otros residuos (se introducirá en el pozo todo aquello que estorbe y pueda caber en él, incluyendo animales muertos, baterías de coches, etc) o de vertido más o menos continuo, de tal modo que lo que acostumbraba a ser un pozo de abastecimiento pasa a ser un pozo negro con vertido de residuos domésticos, industriales, aceites del motor de vehículos, etc. Por otro lado, parte de los pozos abandonados no son accesibles actualmente al estar cubiertos por edificios, autopistas y otras estructuras, con el correspondiente riesgo de que se conviertan en focos de contaminación al acuífero ya imposibles de controlar.

En la zona urbana de la villa de Madrid el problema de los pozos abandonados constituye una fuente potencial de contaminación al acuífero detrítico que se añade a los focos de contaminación propios de un ámbito urbano como son las pérdidas en la red de alcantarillado, fosas sépticas y pozos negros, industrias, fugas en tanques de combustible, etc. Estos problemas de hidrogeología urbana en la villa de Madrid requieren una aproximación integral para su investigación y evaluación, tema que constituye en gran medida la tesis doctoral de la primera de los firmantes de esta comunicación. Como base de esta tesis doctoral se realizó un inventario de puntos de agua en el área de afloramiento de las facies detríticas dentro del municipio de Madrid, (constituido por unos 1200 puntos) y se comprobó su estado *in situ*. Del total de pozos excavados y perforados (que suponen un 24% y un 31% del inventario, respectivamente) se ha distinguido entre pozos actualmente en uso y pozos abandonados. En éste último grupo se han englobado a) los pozos que han dejado de usarse, b) los pozos cegados y c) los pozos que dejaron de usarse para abastecimiento y que actualmente sirven como receptáculo de residuos domésticos o de otros tipos (podríamos decir que sirven como pozos negros). En la tabla 1 se muestra la situación de los pozos existentes en el área mencionada. Centrándonos en los pozos perforados por ser más profundos y por tanto más peligrosos en caso de ser abandonados, las cifras hablan por sí solas. El 24% de los pozos perforados que existen en el municipio de Madrid han sido abandonados de forma incontrolada. El 1% recibe residuos de forma más o menos continua y está ya modificando la calidad natural del acuífero en sus alrededores según hemos podido comprobar mediante el análisis de aguas de pozos cercanos y el 23% restante son susceptibles de ser una vía directa de inyección de contaminantes en el acuífero, si no lo son ya.

Tipo de Pozo	% Pozos en Desuso	% Pozos Cegados	% Pozos que reciben residuos	**%Total Pozos Abandonados**	**% Total Pozos en Uso**
Pozos Excavados	11	26	6	**43**	**57**
Pozos Perforados	10	13	1	**24**	**76**

Tabla 1.- Situación actual de los pozos existentes en el municipio de Madrid.

NECESIDAD DEL USO DE UNA TECNOLOGÍA APROPIADA DE CONSTRUCCIÓN Y ABANDONO DE POZOS PARA LA PROTECCIÓN DEL ACUÍFERO.

Como se ha mencionado anteriormente, cuando los pozos se construyen con una tecnología deficiente (por ejemplo, ausencia de sello sanitario en la parte superior del anular) y cuando son abandonados de forma incontrolada por los usuarios (con frecuencia a causa de los problemas derivados de una mala construcción), comienzan a actuar como conductos a través de los cuales los contaminantes pueden viajar verticalmente y penetrar en otros acuíferos hasta entonces protegidos de la contaminación de forma natural. Este es el caso de los pozos que se vienen construyendo en Madrid para usos particulares. En general todos suelen presentar análogas deficiencias con objeto de reducir el coste final: no se efectúan análisis granulométricos para dimensionar el macizo de grava y la abertura idónea de las rejillas, no se realizan labores de desarrollo, el sello sanitario de la parte superior del anular suele ser deficiente o está ausente, etc. En resumen, con objeto de abaratar el precio, la mayoría de estos pozos se construyen sin Pliego de Prescripciones Técnicas y sin Director de obra. La realización de un pozo "barato" y deficiente no sólo pone en peligro el futuro rendimiento del mismo (por entrada de arenas en el sondeo o aumento de las pérdidas de carga) sino que además potencia el riesgo de contaminación del acuífero de Madrid. Este problema no se evitará mediante una simple prohibición de la construcción de nuevos pozos, sino con el establecimiento y la aplicación de una Normativa adecuada para el diseño, construcción y abandono de captaciones de aguas subterráneas que exija la realización de unos Pliegos de Prescripciones Técnicas que se adapten a cada caso concreto, que definan la obra a ejecutar y que obliguen a que ésta presente la calidad adecuada (HERNÁNDEZ GARCÍA y LLAMAS, 1994).

Las agencias americanas American Water Works Association (ver AWWA, 1969) y la National Water Well Association (ver U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1975) llevan varias décadas recomendando el seguimiento de unos estándares para la construcción y abandono de pozos de producción de agua con la intención de que cada estado americano los considere como un requerimiento mínimo necesario. Siguiendo las recomendaciones de estas agencias, los métodos más efectivos para prevenir que los pozos lleguen a convertirse en vías de conducción de la contaminación son, por un lado una cementación adecuada de la parte superior del espacio anular durante la construcción de los pozos y por otro lado un sellado apropiado de los pozos abandonados. La cementación de la parte superior del espacio anular además de prolongar la vida útil del entubado al protegerlo de la corrosión exterior, protege el pozo frente a la infiltración de aguas superficiales contaminadas y evita la migración vertical de aguas no deseadas a través del anular que pueden dis-

torsionar la calidad natural del agua del pozo (fenómeno de "cross contamination"). Los métodos de cementación pueden consultarse en DRISCOLL (1986) y ALLER *et al.* (1989).

Por otro lado, el sellado de pozos abandonados permitirá la restauración (en la medida posible) de las condiciones geológicas vigentes antes de que se perforara o se construyera el pozo; de este modo se evitará una futura contaminación del acuífero. Además, los procedimientos de abandono de pozos deberían adaptarse a las condiciones hidrogeológicas y al diseño específico de cada pozo. Los materiales de sellado pueden ser de dos tipos: materiales impermeables que permiten obtener condiciones de estanqueidad en el pozo (tales como el cemento, el hormigón y la bentonita en determinados casos) y materiales de relleno que se emplean en zonas ya estancas gracias a la aplicación de materiales impermeables y que ayudan a reducir el coste de las operaciones de sellado (como la arena, grava, arcilla o la mezcla de ellos) (cf. GORDON, 1989). Es conveniente aplicar estos materiales desde el fondo hasta la superficie mediante diferentes métodos que impidan la segregación o dilución de material (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1975). Antes de iniciar las operaciones de sellado del pozo, debería comprobarse que no existen obstáculos que dificulten un sellado efectivo; puede ser necesario retirar la tubería para asegurar el sellado y si ésto no fuera posible habría que proceder a rajarla para permitir la aplicación de un sello adecuado. En caso de que el pozo no tuviera cementada la parte superior del espacio anular, al menos los tramos superiores de la tubería deberían ser eliminados con objeto de evitar la entrada de aguas superficiales al interior del pozo, para posteriormente proceder al sellado. Sería necesario además desinfectar los pozos previamente al abandono, así como todos los equipos y materiales (agua, arena, gravas) usados en la operación de abandono, para evitar la introducción de bacterias no deseables en los acuíferos (GASS *et al.,* 1977).

En el caso del acuífero detrítico de Madrid, los pozos abandonados deberían ser sellados para alcanzar los siguientes objetivos: 1) evitar la penetración de aguas superficiales por el interior del pozo o a través del espacio anular si éste no se encuentra debidamente cementado; 2) evitar que los pozos actúen como canal de intercomunicación entre la parte más superficial del acuífero, con aguas de peor calidad (sobre todo en las zonas de casco urbano) y la parte profunda con aguas de excelente calidad y 3) en el caso de los pozos surgentes que aún existen en las riberas de los principales ríos (Jarama, Manzanares) un sellado adecuado debería confinar las aguas subterráneas a las formaciones de las que provenían originariamente, evitándose las pérdidas innecesarias de agua y manteniéndose así el potencial hidráulico. Los tipos de sellado más empleados para aislar zonas con diferentes características hidráulicas se pueden consultar en U.S.ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1975) y ALLER *et al.* (1989). Finalmente convendría efectuar un acabado del sellado para restaurar la zona de superficie, proteger el sello de cemento y facilitar el futuro uso del terreno (ALLER *et al.,* 1984).

CONCLUSIONES

Dada la construcción masiva de pozos en la Comunidad de Madrid durante las últimas restricciones de agua (se perforaron más de dos mil pozos entre 1992 y 1993) y teniendo en cuenta que buena parte de ellos pueden ser abandonados próximamente de forma incontrolada (algunos lo han sido ya) a causa de unos bajos rendimientos motivados por el uso de una tecnología poco apropiada y "barata", se pone de manifiesto el peligro potencial que suponen estos pozos ya que pueden

actuar como conductos a través de los cuales los contaminantes pueden viajar verticalmente para después propagarse por la parte más profunda del acuífero detrítico del Terciario, hasta entonces protegido de la contaminación de forma natural. Por ello, surge la necesidad de establecer y aplicar una Normativa adecuada para el diseño, construcción y abandono de captaciones de aguas subterráneas que exija la realización de unos Pliegos de Prescripciones Técnicas que se adapten a cada caso concreto, que definan la obra a ejecutar y que obliguen a que ésta presente la calidad adecuada en su diseño, construcción y sellado en caso de ser abandonada. Además se hace necesario el control de la Confederación Hidrográfica del Tajo para que el cumplimiento de dichos Pliegos de Prescripciones Técnicas se lleve a cabo. De no hacerlo así, continuará incrementándose el riesgo de contaminación de este acuífero que, sin duda, está llamado a jugar un importante papel en el abastecimiento de Madrid durante los períodos de sequía. La realización de un pozo bien diseñado y con un Pliego de Prescripciones Técnicas que defina adecuadamente la obra a ejecutar exige una mayor inversión económica inicial. Esa mayor inversión económica inicial será económicamente ventajosa a medio plazo para el usuario de ese pozo y es más solidaria con las generaciones futuras, en el sentido de que reduce el peligro de contaminación del gran acuífero detrítico del Terciario de Madrid.

AGRADECIMIENTOS

Esta comunicación ha sido preparada en el marco del proyecto CICYT AMB94-0997-CO2-O2.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLER, L.; BENNETT, T.W; HACKETT, G.; PETTY, R.J.; LEHR, J.H.; SEDORIS, H.; NIELSEN, D.M. & DENNE, J.E. (1989). *Handbook of Suggested Practices for the Design and Installation of Ground-Water Monitoring Wells*. EPA 600/4-89/034. National Water Well Association. 398 pp.

ALONSO ZARZA, A.M.; CALVO SORANDO, J.P.; GARCÍA DEL CURA, M.A.; HOYOS GÓMEZ, M.; ORDÓÑEZ DELGADO, S.; POZO RODRÍGUEZ, M.; SANZ MONTERO, E. (1989). Sistemas Lacustres Miocenos de la Cuenca de Madrid. Guía de Campo. V Reunión del Grupo Español de Trabajo. Madrid. 78 pp.

AWWA (1969). *American Water Works Association, Standards for Deep Wells.*American Water Works Association and National Water Well Association. Publicado en lengua española (traducción de M.R. Llamas y A. Faura) en el Boletín nº 30 del Servicio Geológico de Obras Públicas. 54 pp. Madrid.

CALVO SORANDO, J.P. y GARCÍA YAGÜE, A. (1985). Nuevos Sondeos de Investigación Geológica en el Área de Madrid. *Estudios Geológicos*, nº 41: 25-31.

CUSTODIO, E. (1981) La Protección de la Calidad de las Aguas Subterráneas en su Relación con la Legislación y Normativa. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España.* Barcelona, 19-23 de Octubre de 1981. pp 913-925. CIHS y AIH - Grupo Español.

DRISCOLL, F.G. (1986). *Groundwater and Wells*. Johnson Division. 2º edición. 1089 pp.

GASS, T.E.; LEHR, J.H. & HEISS, H.W. (1977). *Impact of Abandoned Wells on Groundwater*. EPA-600/3-77-095. National Water Well Association. 52 pp.

GORDON, D.L. (1989). Plugging Abandoned Wells. *Iowa Geology* , nº 14: 18-19.

HERNÁNDEZ GARCÍA, Mª E. (1994). *La Hidrogeología del Municipio de Madrid con especial Énfasis en la Utilización de las Aguas Subterráneas para el Riego de los Parques y Jardines de la Villa.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense. Madrid. 252 pp.

HERNÁNDEZ GARCÍA, Mª E. y LLAMAS, M.R. (1994). Pliegos de Prescripciones Técnicas para la Construcción de Pozos en Materiales no Consolidados. *Nuevas Técnicas de Construcción de Pozos en Terrenos no Consolidados* (Editor: Fermín Villarroya). 14 pp y Anexo. ICOG y AIH -Grupo Español). Madrid.

HERNÁNDEZ GARCÍA, Mª E. y LLAMAS, M.R. (1995) . Contribución al Conocimiento de las Sequías de Madrid. *Ingeniería del Agua*, vol. 2, junio 1995: 17-36.

HERNÁNDEZ GARCÍA, Mª E., VILLARROYA, F. y LLAMAS, M.R. (1995). Estudio de las Posibilidades de Utilización de las Aguas Subterráneas para el Riego de los Parques y Jardines de la Villa de Madrid. *Equipamientos y Servicios Municipales*, vol de noviembre-diciembre de 1995: 9-22.

LLAMAS, M.R. (1986). Las Aguas Subterráneas de Madrid: Esperanzas y Preocupaciones, Datos e Incertidumbres, Posibles Líneas de Acción. *Jornadas sobre la explotación de aguas subterráneas en la Comunidad de Madrid.*, vol 12: 11-36. Plan Integral de Aguas de Madrid. Comunidad de Madrid. Madrid

LLAMAS, M.R., VILLARROYA, F. & HERNÁNDEZ GARCÍA, Mª E. (1996). Causes and Effects of Water Restrictions in Madrid during the Drought of 1991/93. *Hydrology and Hydrogeology of Urban and Urbanizing Areas*. 1996 AIH Annual Meeting, Boston, Massachusetts, April, 21-26: WQD10-WQD19. American Institute of Hydrology.

SAMPER, F.J., LLAMAS, M.R., GALARZA, G. y CRUCES DE ABIA, J. (1992). Análysis of Steady-State Flow to Multiscreened Wells under Natural Vertical Flow Conditions. *Applied Hydrogeology*, vol 1: 47-55.

SERVICIO GEOLOGICO (MOPU) (1990) *Unidades hidrogeológicas de la España peninsular e islas Baleares*, nº 52. Madrid.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1975). *Manual of Water Well Construction Practices*. EPA 570/9-75-001. National Water Well Association. 156 pp.

DIRECTIVA 91/676/CEE: PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTRA LA POLUCIÓN CAUSADA POR NITRATOS DE ORIGEN AGRÍCOLA

APLICACIÓN PORTUGUESA DE LA DIRECTIVA COMUNITARIA

MACEDO, María Emilia*; MARCO, Orlando*

(*) INAG - DSRH - DRSub. - Almirante Gago Coutinho, 30 - 1000 LISBOA (PORTUGAL)

RESUMEN

En 1995, Portugal ha identificado las tres primeras zonas vulnerables a los nitratos de origen agrícola, para el cumplimiento de la Directiva 91/676/CEE.

Estas zonas corresponden a áreas de cultivo intensivo hortícola o de maíz, adoptando los siguientes criterios de identificación: (1) Identificación de las masas de agua subterránea con contenido en NO^3 superior a 50 mg/l; (2) Definición de los limites del área de drenaje afectada por el uso intensivo de abonos nitrogenados.

Mientras, siguen los estudios relativos a la identificación de otras masas de agua subterránea contaminadas o con riesgo de contaminación dado que en estos medios, la contaminación por nitratos no es instantánea, sino que se produce lenta y persistentemente a través de los suelos en la zona no saturada y saturada de los acuíferos.

Palabras Clave: *Directiva 91/676/CEE, nitratos, abonos nitrogenados, agua subterránea.*

1 - INTRODUCCIÓN

La Directiva 91/676/CEE, destinada a proteger las aguas contra los nitratos de origen agrícola, ha sido transpuesta para la legislación Portuguesa por el Decreto Ley nº 235/97 de 3 de Septiembre. En ella se definen las competencias para su aplicación entre los diversos organismos públicos.

En Portugal hay zonas definidas y zonas en fase de identificación, adoptando los siguientes criterios para su identificación: (1) caracterización de las masas de agua subterránea con contenido en NO_3^- superior a 50 mg/l; (2) definición de los limites del área de drenaje afectada por el uso intensivo de abonos nitrogenados.

Las zonas ya identificadas y las que están en fase de identificación corresponden a áreas de cultivo intensivo hortícola o de maíz situadas sobre acuíferos sedimentarios muy productivos.

Actualmente se encuentra en estudio para aplicación de la ley, una extensa zona agrícola que se sitúa en las terrazas del río Tajo, entre Abrantes y Santarém. En esta región, las aguas para el abastecimiento público se presentan afectadas por contaminación de nitratos desde el año 95. La solución inmediata del problema se ha conseguido con la investigación y captación de agua a grandes profundidades en otros acuíferos cercanos. Mientras, en la zona contaminada, se están buscando datos hidrogeológicos y de uso del suelo más detallados con el objeto de proponer un programa de seguimiento de la calidad del agua, para control de la evolución de los nitratos.

2 - ZONAS VULNERABLES IDENTIFICADAS

Se presentan programas de monitorización de la calidad del agua subterránea en dos de las tres zonas identificadas y los primeros resultados conocidos.

2.1 - Acuífero Esposende - Vila do Conde

El programa de monitorización de este acuífero está constituido por una red de 25 puntos de observación, con una frecuencia de muestreo y análisis de agua bianual.

Los resultados del primer año de control, fueron los siguientes:

1997	MEDIA
ABRIL/MAYO	73.9 mg/l NO_3^-
NOVIEMBRE	100.9 mg/l NO_3^-

1997	DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIAS %				
NITRATO	< = 10	> 10 < = 25	> 25 < = 50	> 50	PUNTOS DE OBSERVACIÓN
	mg/NO_3^-				
ABRIL/MAY	13,00%	8,00%	21,00%	58,00%	24
NOVIEMBRE	8,00%	8,00%	17,00%	67,00%	24

2.2 - Acuífero de Aveiro

El programa de monitorización de este acuífero está constituido por una red de monitorización de 8 puntos de observación, con una frecuencia de muestreo y análisis de agua bianual.

Los resultados del primer año de control, fueron los siguientes:

1997	MEDIA
JUNIO	96.3 mg/l NO_3^-
NOVIEMBRE	112.4 mg/l NO_3^-

1997	**DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIAS %**				
NITRATO	**< = 10**	**> 10 < = 25**	**> 25 < = 50**	**> 50**	**PUNTOS DE OBSERVACIÓN**
	mg/NO_3^-				
JUNIO	0,00%	25,00%	0,00%	75,00%	8
NOVIEMBRE	0,00%	25,00%	0,00%	87,00%	8

3 - ZONAS VULNERABLES A IDENTIFICAR

En esta vasta área, se han hecho dos campañas de muestreo y análisis de agua en 94 pozos poco profundos para identificar concentraciones superiores a los 50 mg/l. A continuación se presentan los resultados obtenidos.

	MEDIA
1996	45.5 mg/l NO_3^-
1997	49.9 mg/l NO_3^-

	DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIAS %				
NITRATO	**< = 10**	**> 10 < = 25**	**> 25 < = 50**	**> 50**	**PUNTOS DE OBSERVACIÓN**
	mg/NO_3^-				
1996	22,00%	19,00%	21,00%	37,00%	94
1997	29,00%	15,00%	16,00%	40,00%	94

4 - CONCLUSIONES

En Portugal, prosiguen los trabajos de caracterización con vista a identificar las zonas afectadas por los nitratos de origen agrícola y simultáneamente se preparan los programas de acción para la aplicación del código de buenas prácticas agrícolas.

Se sabe que la desnitrificación en las aguas subterráneas es un proceso muy difícil, pero se están realizando muchas investigaciones en este sentido, mientras prosiguen en el terreno las mediciones de control.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Jornal Oficial de las Comunidades Europeas N° L 375/1.

Diário da República Portuguesa N° 203/97 I Série-A.

APLICACIÓN DEL MÉTODO DRASTIC PARA LA EVALUACIÓN DEL RIESGO DE AFECCIÓN A LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR UNA OBRA LINEAL

MARTÍNEZ, M.*; DELGADO, P.* y FABREGAT, V.*

(*) Instituto Tecnológico Geominero de España. Ríos Rosas, 23. 28003 MADRID

RESUMEN

Se propone una metodología para la caracterización hidrogeológica y valoración de la posible afección a las aguas subterráneas por obras lineales, a tener en cuenta para la realización de estudios de impacto ambiental.

De los métodos paramétricos definidos, se ha empleado el conocido como DRASTIC, que considera y valora siete parámetros: profundidad del agua (D), recarga (R), litología del acuífero (A), naturaleza del suelo (S), pendiente del terreno (T), zona no saturada (I) y permeabilidad del acuífero (C). Se presenta una aplicación para el caso de una obra lineal.

Palabras Clave: *Vulnerabilidad, riesgo, índice DRASTIC, obra lineal.*

1. INTRODUCCIÓN

Dentro del concepto de obra lineal, superficial o enterrada, se puede englobar a un conjunto diverso de trazados como son las carreteras, canalizaciones, colectores, gasoductos, oleoductos, salmoductos, trasvases, túneles y vías férreas. Sus dimensiones, además de la propia obra, contemplan otras áreas asociadas, como son áreas de servidumbre, estructuras, movimiento de tierras, plantas de tratamiento o áreas de servicio. El impacto sobre el medio de estas obras se evalúa mediante los estudios de impacto ambiental, sin embargo la afección a las aguas subterráneas se suele tratar someramente.

El impacto a las aguas subterráneas puede ser físico y químico. En el primer caso se pueden producir efectos barrera, impermeabilización de zonas de recarga o modificación de los flujos, para el segundo se producirán cambios en la calidad del agua por la propia obra y por vertidos accidentales de productos potencialmente contaminantes.

2. VULNERABILIDAD

La vulnerabilidad de los acuíferos frente a la contaminación es una propiedad intrínseca del medio que determina la sensibilidad a ser afectados negativamente por un contaminante externo (Foster, 1987). Es una propiedad relativa, no medible y adimensional y su evaluación se realiza admitiendo que es un proceso dinámico (cambiante con la actividad realizada) e iterativo (cambiante en función de las medidas protectoras). La vulnerabilidad puede ser intrínseca (condicionada por las características hidrogeológicas del terreno) y específica (cuando se consideran factores externos como la climatología o el propio contaminante).

El grado de vulnerabilidad puede expresarse mediante un índice. Los índices más utilizados son GOD y DRASTIC, que consideran las características físicas propias del marco hidrogeológico que afectan a la potencial contaminación del agua. Si se establece como hipótesis de partida que el riesgo de los acuíferos frente a un determinado contaminante es equivalente a la vulnerabilidad de los mismos, estos índices se podrán utilizar para evaluar el riesgo, en este caso riesgo y vulnerabilidad están estrechamente relacionados.

El método DRASTIC (Aller et al., 1987) clasifica y pondera parámetros intrínsecos, reflejo de las condiciones naturales del medio y es el más difundido para determinar la vulnerabilidad de acuíferos. DRASTIC valora como parámetros: D (profundidad del nivel piezométrico), R (recarga), A (litología del acuífero), S (naturaleza del suelo), T (pendiente del terreno), I (naturaleza de la zona no saturada) y C (permeabilidad).

Una limitación de estos métodos es la subjetividad al valorar los parámetros, por ello para minimizar este grado de subjetividad, deben utilizarse criterios homogéneos.

En el caso del método DRASTIC la valoración de los parámetros permite acotar los intervalos de vulnerabilidad a la contaminación y delimitar áreas de mayor riesgo frente a un contaminante potencial a lo largo del trazado. El proceso de aplicación de este método a una superficie empieza por la compartimentación de ésta en celdas homogéneas de dimensiones fijadas, por definición la superficie mínima en aplicaciones de DRASTIC es de 0,4 km^2 (Aller, L., en CCE-MOPTMA, 1994), por ello trasladar esta limitación a una traza lineal resulta complejo. Para la aplicación realizada se han empleado celdas de 200 x 200 m (0,04 km^2), diez veces menor que la superficie mínima, distribuidas a ambos lados del trazado, cubriendo una franja de 400 m de ancho.

3. APLICACIÓN DEL MÉTODO DRASTIC

Para aplicar este método debe asumirse que el posible contaminante tiene la misma movilidad en el medio que el agua, que se introduce por la superficie del terreno y se incorpora al agua subterránea mediante la recarga (lluvia y/o retorno de riego). Se aplica a acuíferos libres y confinados, pero no a los semiconfinados, que deben valorarse de manera que puedan adaptarse a uno de los tipos definidos.

A cada uno de los siete parámetros considerados por este método se les asigna un valor en función de los diferentes tipos y rangos definidos en la tabla 1. Además, al valor de cada parámetro se

aplica un índice de ponderación entre 1-5 que cuantifica la importancia relativa entre ellos, y que puede modificarse en función del contaminante.

El índice de vulnerabilidad obtenido es el resultado de sumar los productos de los diferentes parámetros por su índice de ponderación:

$$DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw = \text{Índice de vulnerabilidad}$$

siendo "r" el valor obtenido para cada parámetro y "w" el índice de ponderación

El rango posible de valores del índice DRASTIC está comprendido entre 23-226 siendo mas frecuentes valores entre 50-200. Los intervalos de vulnerabilidad o riesgo se definen en función de la aplicación. En el trabajo realizado se han establecido los siguientes grados:

<100 Vulnerabilidad insignificante
101-119 Vulnerabilidad muy baja
120-139 Vulnerabilidad baja
140-159 Vulnerabilidad moderada
160-179 Vulnerabilidad alta
180-199 Vulnerabilidad muy alta
>200 Vulnerabilidad extrema

Este método se aplica sobre los denominados "ambientes hidrogeológicos", unidades cartografiables con características hidrogeológicas e hidrodinámicas similares.

4. METODOLOGÍA

En la aplicación de este método a una obra lineal debe realizarse:

- Representación detallada de la obra a la escala apropiada.
- Análisis de la información disponible para caracterizar hidrogeológicamente el medio por el que discurre el trazado y establecer tramos.
- Valoración de los parámetros en gabinete, utilizando información existente, geológica e hidrogeológica, bases de datos, puntos acuíferos.
- Reconocimiento de campo (inventario de puntos de agua, observaciones litológicas).
- Cálculo del índice de vulnerabilidad aplicando los índices de ponderación.

Para la representación de la cartografía de la vulnerabilidad la utilización de un SIG resulta muy conveniente.

(D) PROFUNDIDAD DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO		(R) RECARGA NETA	
RANGO (m)	VALOR	RANGO(mm)	VALOR
< 1,5	10	0-50	1
1,5-5	9	50-100	3
5-10	7	100-180	6
10-20	5	180-255	8
20-30	2	>255	9
>30	1		

(A) NATURALEZA DEL ACUÍFERO			(S) NATURALEZA DEL SUELO	
DESCRIPCIÓN	RANGO	VALOR	TIPO DE SUELO	VALOR
A-Arcillas, margas, limos	1-3	2	Arcilla no expansiva y agregada	1
B-Ígneas/metamórficas	2-5	3	Suelo orgánico	2
C-Ígneas/metamórficas alteradas	3-5	4	Marga arcillosa	3
D-Alternancia de areniscas, arcillas y calizas	5-9	6	Marga limosa	4
E-Areniscas masivas	4-9	6	Marga	5
F-Calizas masivas	4-9	6	Marga arenosa	6
G-Arenas, gravas y conglomerados	4-9	8	Arcilla expansiva y/o agregada	7
H-Volcánicas	2-10	9	Turba	8
I-Calizas carstíficadas	9-10	10	Arena	9
			Grava	10
			Delgado o ausente	10

(T) TOPOGRAFÍA		(C) PERMEABILIDAD	
RANGO %	VALOR	RANGO (m/día)	VALOR
0- 2	10	<4	1
2- 6	9	4-12	2
6-12	5	12-28	4
12-18	3	28-40	6
>18	1	40-80	8
		>80	10

(I) IMPACTO DE LA ZONA NO SATURADA		
DESCRIPCIÓN	RANGO	VALOR
A-Arcilla, limo, margas	1-2	1
B-Esquistos, pizarras	2-5	3
C-Calizas	2-7	6
D-Areniscas	4-8	6
E-Alternancia de calizas, areniscas y arcillas	4-8	6
F-Arenas y gravas con contenido en arcilla	4-8	6
G-Metamórficas, ígneas	2-8	4
H-Arenas y gravas	6-9	8
I-Volcánicas	2-10	9
J-Calizas carstíficadas	8-10	10

Tabla 1. Rangos y valores de los parámetros (modificado de Aller et Al., 1987 en CCE-MOPTMA, 1994).

PARÁMETROS	ÍNDICE DE PONDERACIÓN (w)
D - Profundidad del nivel de agua	5
R - Recarga	4
A - Naturaleza del acuífero	3
S - Tipo de suelo	2
T - Topografía	1
I - Impacto de la zona no saturada	5
C - Permeabilidad	3

Tabla 2. Indices de ponderación.

5. VALORACIÓN DE LOS PARÁMETROS PARA UNA OBRA LINEAL

Esta se lleva a cabo tanto en el entorno regional como en las proximidades de la obra.

Parámetro D (profundidad del nivel del agua)

Este parámetro considera la profundidad del nivel piezométrico en el caso de un acuífero libre o del techo del acuífero para uno confinado. La vulnerabilidad disminuye con la profundidad. En su valoración pueden emplearse datos de puntos de agua, estudios hidrogeológicos y medidas de campo. Para una obra lineal se considerarán captaciones situadas dentro de las celdas definidas o las más próximas.

Si se dispone de una serie temporal de evoluciones piezométricas conviene considerar el nivel más alto al ser éste el más desfavorable (para acuíferos libres). En el caso de un acuífero muy explotado que ha cambiado su funcionamiento hidráulico de confinado a libre, será preferible tomar la profundidad del techo del acuífero.

Parámetro R (recarga)

Considera la recarga anual, se puede determinar por métodos convencionales de balance y en general se puede emplear la documentación existente cuando las áreas estudiadas afectan a Unidades Hidrogeológicas o acuíferos definidos.

Sin embargo, para tramos sin acuíferos se toma el valor mínimo y para tramos con acuíferos de interés local se valorará en función de su litología.

Parámetro A (litología del acuífero)

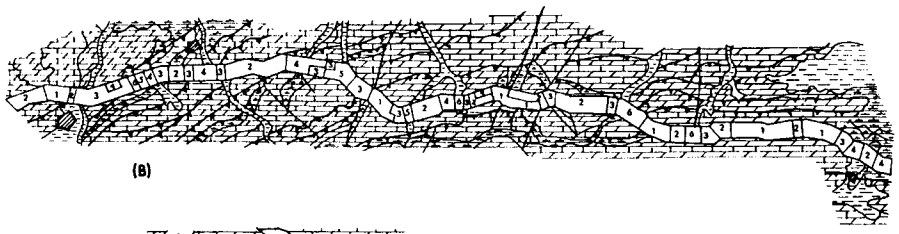
Valora la litología que constituye el acuífero, considerándose que a mayor granulometría y fracturación, mayor permeabilidad y por tanto un grado de vulnerabilidad más elevado. Cuando existen varios acuíferos superpuestos siempre se valorará el superior.

Para su determinación se emplea la cartografía geológica existente, como paso previo a un reconocimiento de campo de las litologías de los tramos peor definidos.

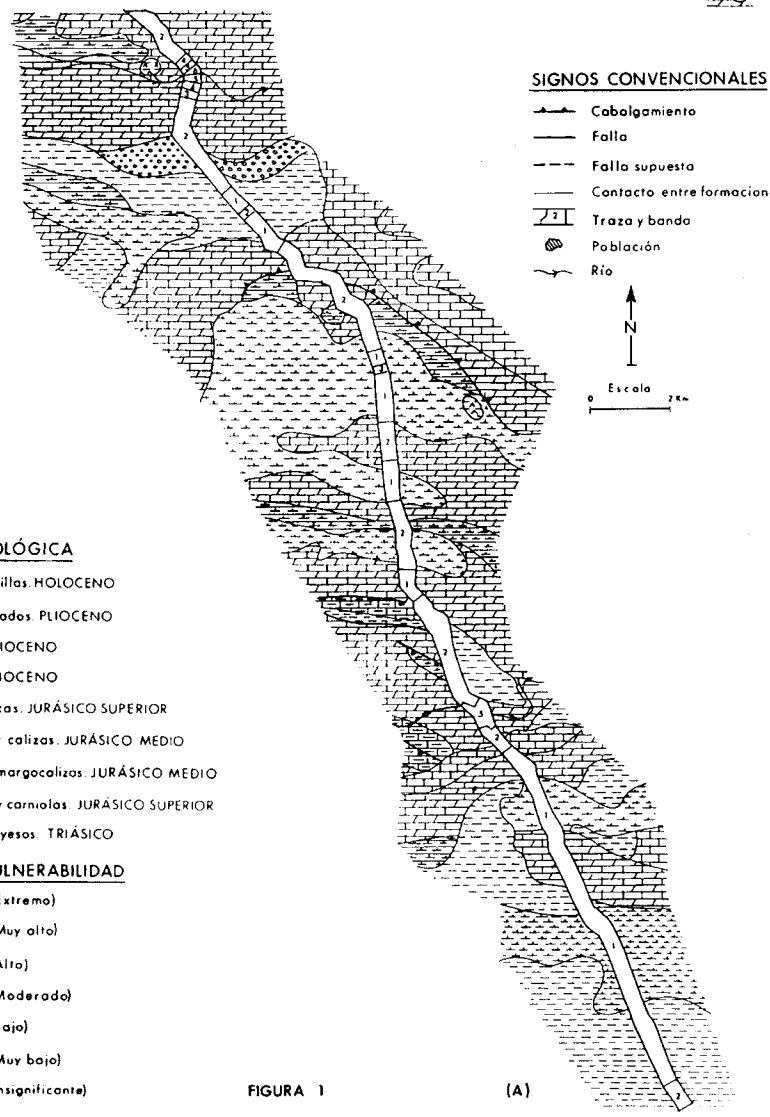
En la figura 1 (A y B) se han definido como acuíferos las formaciones carbonatadas jurásicas y como acuíferos locales los detríticos cretácicos y cuaternarios. Asimismo se han considerado los depósitos aluviales que pueden favorecer la transmisión de la posible contaminación hacia otros acuíferos y aguas superficiales. En la asignación de un valor dentro de su rango se tiene en cuenta el grado de fracturación y carstificación.

Parámetro S (naturaleza del suelo)

El suelo influye en el desplazamiento vertical del contaminante hacia el acuífero. Para este parámetro se considera la porción alterada del suelo que soporta la actividad biológica.



(B)



SIGNOS CONVENCIONALES

- Cabalgamiento
- Falla
- Falla supuesta
- Contacto entre formaciones
- Traza y banda
- Población
- Río

N

Escala 0 2 Km

LEYENDA GEOLÓGICA

- Limos y arcillas. HOLOCENO
- Conglomerados. PLIOCENO
- Margas. MIOCENO
- Calizas. MIOCENO
- Margocalizas. JURÁSICO SUPERIOR
- Dolomías y calizas. JURÁSICO MEDIO
- Margas y margocalizas. JURÁSICO MEDIO
- Dolomías y carniolas. JURÁSICO SUPERIOR
- Arcillas y yesos. TRIÁSICO

RANGOS DE VULNERABILIDAD

7	>200 :(Extremo)
6	180-199 :(Muy alto)
5	160-179 :(Alto)
4	140-159 :(Moderado)
3	120-139 :(Bajo)
2	100-119 :(Muy bajo)
1	< 100 :(Insignificante)

FIGURA 1

(A)

Este parámetro se valorará de forma distinta si la obra es superficial o enterrada, ya que para el segundo caso, y dependiendo de la profundidad a la que se halle, se debe considerar suelo delgado o ausente, ya que queda excluido todo efecto de atenuación de la vulnerabilidad por parte de éste. La naturaleza del suelo en las obras lineales puede obtenerse de las calicatas realizadas en los levantamientos geotécnicos, de la cartografía geológica o de la bibliografía existente.

Parámetro T (topografía, % de pendiente máxima)

En las obras lineales se realizan cartografías de detalle, con el correspondiente levantamiento topográfico, que pueden emplearse para la estimación de las pendientes correspondientes.

Parámetro I (zona no saturada)

La zona no saturada influye en los procesos de atenuación en la trayectoria del agua hacia la zona saturada.

Este parámetro contempla la existencia de acuíferos libres confinados y semiconfinados al valorar el tipo de materiales existentes en la zona no saturada. Si el acuífero es libre corresponde a la propia litología del acuífero y para los otros dos casos corresponde a los materiales suprayacentes confinantes. En la figura 1 los valores más altos corresponden a las rocas carbonatadas aflorantes.

Parámetro C (permeabilidad)

La valoración de este parámetro es compleja si no se dispone de ensayos de bombeo que hayan determinado parámetros hidráulicos, por ello se pueden emplear los valores teóricos relativos estimados para las diferentes litologías, estableciendo rangos en función de la propia litología, número de captaciones existentes, caudal explotado y otras observaciones realizadas en el campo.

6. CONCLUSIONES

Una aproximación al riesgo de afección a los acuíferos por una obra lineal puede obtenerse de la estimación de su vulnerabilidad mediante métodos paramétricos, como es DRASTIC, por considerar que la afección vendrá dada por un determinado tipo de actividad y que el riesgo dependerá del grado de protección (vulnerabilidad) del medio.

La valoración de los parámetros a emplear se realiza con toda la documentación disponible y los conocimientos hidrogeológicos adquiridos del medio, teniendo en cuenta que la vulnerabilidad es un proceso dinámico e iterativo estrechamente relacionado con la actividad susceptible de producir una afección y el riesgo dependerá de la propia acción y de las medidas preventivas a tomar.

En este caso la obtención de índices se ha realizado para celdas de 200x200 m y se han definido siete categorías que se identifican como categorías de vulnerabilidad insignificante, muy baja, baja, moderada, alta, muy alta y extrema.

Aunque la estimación de la vulnerabilidad mediante índices es un método más o menos objeti-

vo, la atribución de valores dentro de unos rangos está condicionada por la subjetividad del técnico hidrogeólogo que realiza su estimación y de su conocimiento del medio.

Esta aplicación del método DRASTIC se propone como metodología para la caracterización hidrogeológica y estimación de la vulnerabilidad de acuíferos a lo largo del trazado de obras lineales a tener en cuenta en los estudios de impacto ambiental.

7. BIBLIOGRAFÍA

ALLER, L.; BENNET, T.; ET AL (1987): DRASTIC, a standarized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK, EPA, Report 600/2-87-035; 1-455.

COMISION COMUNIDADES EUROPEAS-MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE (1994): Inventario de recursos de agua subterránea en España, 2ª Fase. Vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas. Cuenca del Guadalquivir.

FOSTER, S.S.D. (1987): Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. Vulnerability of Soil and Groundwater to pollutants. TNO Committee on Hydrological Research Information nº38, Ed. by W. Van Duijvenbooden and H.G. Van Waegenigh, The Hague: 69-86.

DESARROLLO DE UN SISTEMA DE ORDENACIÓN TERRITORIAL EN EL BAIX FLUVIÀ (GIRONA) PARA LA PROTECCIÓN, CONTROL Y POSIBLE REGENERACIÓN DE SUS AGUAS SUBTERRÁNEAS

MONTANER, Jordi*; SOLÀ, Joan*; BOIXADERA, Jaume y TEIXIDOR, Narcís*****

(*) GEOSERVEI, Projectes i Gestió Ambiental, S.L.
C/Impressors Oliva, 2-B. 17005 GIRONA
(**) Secció d'Avaluació de Recursos i Noves Tecnologies. DARP. 25198 LLEIDA
(***) Servei d'Agricultura. DARP. Mas Badia. 17134 LA TALLADA D'EMPORDÀ (GIRONA)

RESUMEN

La constatación de un descenso del nivel freático en los acuíferos de la ribera del Baix Fluvià y su salinización puntual, junto con la presencia de contenidos anormales de nitratos en el sistema acuífero (DARP, 1994; GEOSERVEI, 1993, 1995; MONTANER, et al., 1996a), ha empujado a la administración local a plantearse el desarrollo de una herramienta para la ordenación territorial de aquellas actividades e infraestructuras que puedan comprometer el uso de las aguas subterráneas de la zona.

Esta herramienta consta de (1) una cartografía de zonación del territorio basada en las características hidrogeológicas y edafológicas del Baix Fluvià; (2) una base de datos que permite una consulta rápida de la información recogida en la cartografía de zonación; y (3) unas cartografías específicas en las que se analiza la aptitud de las zonas definidas en relación al emplazamiento de actividades e infraestructuras que puedan afectar las aguas subterráneas.

La característica más destacable de la herramienta ideada es que permite que los gestores y los técnicos municipales dispongan de una información manejable que les oriente y les apoye en el momento de tomar decisiones sobre la ordenación de su territorio, y a la vez, que estas decisiones integren el uso del medio físico con la protección, control y la posible regeneración de sus aguas subterráneas.

Palabras Clave: *Baix Fluvià, ordenación territorial, aguas subterráneas.*

INTRODUCCIÓN

En la llanura aluvial del Baix Fluvià (Alt Empordà), el marco para una planificación del territorio basada en la protección, control y posible regeneración de sus aguas subterráneas queda definido por:

1. La existencia de una importante actividad agrícola basada en cultivos de regadío y una muy notable presencia de explotaciones ganaderas (31.000 cabezas de ganado según el censo de 1989). Dichas actividades, junto con el abastecimiento a la población, suponen la explotación de una red de unos 3.000 pozos (MONTANER, et al., 1996b) con una extracción anual conjunta de unos 8 hm3 (JUNTA D'AIGÜES, 1995).

2. Haber sufrido importantes actuaciones de corrección y modificación del cauce del río Fluvià que han sido motivadas: bien por las repetidas avenidas que históricamente han afectado los márgenes de este curso meandriforme; bien por los proyectos de canalización del tramo bajo del Fluvià que han ocasionado, durante los últimos 30 años, un recorte del perfil del río de unos 2,5 km de longitud (GEOSERVEI, 1993, 1995).

Estas actuaciones se han sumado a la importante actividad extractiva del sector propiciada por la alta calidad del recurso y por las facilidades técnicas y económicas que representa la explotación de áridos en una llanura como la que nos ocupa.

3. La existencia de una elevada y creciente actividad turística de playa ligada a la riqueza natural del área, que incluye una parte del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Alt Empordà (espacio incluído en el *PEIN, Pla d'Espais d'Interès Natural*).

Si a este contexto se le añade una elevada vulnerabilidad del área y la constatación de anomalías en las características de las aguas subterráneas, el marco para el planteamiento de una correcta ordenación territorial resulta completo.

OBJETIVOS

La importancia de las aguas subterráneas para el desarrollo económico del Baix Fluvià ha empujado a la Administración local de cinco municipios del Baix Fluvià y a las Administraciones provincial y autonómica a llevar a cabo un análisis de la situación de las aguas subterráneas y del medio físico en general, como base para desarrollar una herramienta útil para la correcta gestión de su territorio. El objectivo principal de esta herramienta de gestión consiste en compatibilizar el uso del medio físico con la protección, el control y la posible regeneración de las aguas subterráneas de esta zona.

METODOLOGIA

Para la elaboración de esta herramienta de gestión ha sido preciso, en primer lugar, llevar a cabo un estudio de base para caracterizar el medio físico y para conocer el uso y las actividades que se desarrollan sobre el territorio en el que se quiere incidir.

En segundo lugar se ha elaborado un mapa de zonación en base a las características que definen el medio físico del Baix Fluvià y una base de datos que permite la consulta rápida de toda la información recogida.

Finalmente, a partir del mapa de zonación y de la información recogida en la base de datos se han elaborado unas cartografías específicas en las que se analiza la aptitud de las zonas definidas en relación al emplazamiento de actividades que puedan afectar las aguas subterráneas. Además, cada cartografía específica contiene un fichero-resumen que permite consultar y justificar cual es la aptitud de una zona para la ubicación de una determinada actividad o infraestructura.

Para la realización de estas distintas fases ha sido necesario:

Caracterizar el medio físico

Esta parte se ha abordado a partir de la recopilación de datos procedentes de varios estudios, algunos de los cuales inéditos, realizados en parte por los autores entre los años 1992 y 1997, bajo la dirección y/o financiación y/o colaboración de distintos organismos oficiales como el DARP (Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, el SGC (Servei Geològic de Catalunya), la Junta de Sanejament de Catalunya, el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, la Diputació de Girona, la Fundació Mas Badia, y los Ayuntamientos de Sant Pere Pescador, Torroella de Fluvià, l'Armentera, Ventalló y Vilamacolum.

Además de esta recopilación se han realizado los siguientes trabajos:

- Cartografía de las unidades geológicas del Baix Fluvià a escala 1:50.000, a partir de la hoja 1:25.000 de Sant Pere Pescador editada por el SGC (1996) y el Institut Cartogràfic de Catalunya.

- Cartografía de las principales series de suelos del Baix Fluvià a escala 1:50.000, a partir del Mapa de Suelos del Baix Fluvià a escala 1:25.000 y su memoria aneja (inédito, BOIXADERA, et al., 1990)

- Estudio de columnas litológicas, realización de perfiles geológicos y interpretación evolutiva del relleno de la llanura deltaica de acuerdo con el modelo propuesto por la estratigrafía secuencial. Correlación entre las secuencias sedimentarias de relleno y la tipología de los acuíferos del Baix Fluvià.

- Diseño de una red de control de captaciones de agua subterránea. A partir del total aproximado de las 3.000 captaciones del Baix Fluvià, se ha diseñado una red de control de 242 pozos. Entre los años 1992 y 1996 se han realizado 5 campañas de seguimiento de los niveles y de la calidad de las aguas de la red de control. En total, se han realizado 1164 visitas de pozos, en las cuales, se han tomado 384 muestras y 710 medidas del nivel freático.

- Realización de cartografías piezomètricas a escala 1:50.000 de las distintas campañas realizadas, y síntesis cartográfica de la evolución piezomètrica de la zona.

- A partir de los datos analíticos obtenidos en el Laboratori Agrari del DARP en Cabrils se han elaborado cartografías de la distribución de la conductividad elèctrica, y las concentraciones de cloruros, sodio, sulfatos y nitratos. También se ha representado esta información en forma de diagramas.

- Medida de la profundidad de 242 pozos para la elaboración de una cartografía a escala 1:50.000 de la distribución de los acuíferos según la profundidad de la explotación.

- Cartografía de la escorrentía superficial y la pendiente en el Baix Fluvià, a escala 1: 50.000.

- Campaña de topografía para la elaboración de perfiles topográficos y del nivel freático a escala 1:500, orientados transversalmente al eje del Fluvià. Determinación de las relaciones acuífero-río y elaboración del perfil longitudinal del tramo bajo del río.

- Toma de muestras de las aguas superficiales del río Fluvià a distintas profundidades y determinación de los parámetros físico-químicos básicos. Elaboración de perfiles longitudinales de la isoconductividad y la isoconcentración de cloruros en el río.

Inventariar las actividades agrícolas y ganaderas, las actividades extractivas, las actuaciones sobre el cauce del río y los usos a que se destinan las distintas partes del territorio

Este inventario se ha representado en una base cartográfica a escala 1:50.000 en la cual se han agrupado las diferentes actividades e infraestructuras según el orden siguiente:

- Actuaciones sobre el cauce y la ribera: cauce no afectado, cauce rebajado, cauce dragado, tramo modificado, diques de tierras, márgenes protegidos.

- Actividades extractivas: explotaciones inactivas, explotaciones activas, explotación que aflora el nivel freático, área de acumulación de áridos.

- Usos y actividades: núcleos de población, urbanizaciones y áreas de crecimiento, cámpings, puerto deportivo, zonas de pràctica de esquí naútico en el río, área forestal, área dominantemente agrícola, granjas, zonas de playa y marismas, áreas del PEIN.

- Infraestructuras de abastecimiento y saneamiento: pozos municipales, EDAR en proyecto, EDAR en construcción, EDAR en funcionamiento.

Zonar el territorio en base a sus características físicas

Para la zonación del territorio se han agrupado en una sola cartografía a escala 1:50.000: las unidades geológicas, las series de suelos y la distribución de los acuíferos según la profundidad de explotación a la que llegan las captaciones de la red de control.

La combinación de estas unidades de caracterización del medio físico ha dado lugar a una cartografía de zonación compuesta por 100 zonas, cada una de las cuales combina unas determinadas características geológicas, edafológicas y hidrogeológicas.

El código de cada una de las zonas es un número del 1 al 100 que va a permitir su identificación en una base de datos que acompaña el mapa de zonación. Dicha base de datos contiene el tipo de actividad que se desarrolla en cada zona y todas sus características sobre el medio físico (unidad geológica, tipo y parámetros del suelo, posición del nivel freático, espesor de zona no saturada, dinámica de los flujos subterráneos y de la escorrentía superficial, características hidroquímicas de las aguas subterráneas y hidrodinámica fluvial).

Elaborar cartografías específicas para determinar la aptitud de las zonas definidas en relación al emplazamiento de actividades e infraestructuras que puedan comprometer el uso de las aguas subterráneas

A partir del mapa de zonación y del análisis de la información contenida en la base de datos se han planteado unas cartografías específicas que permitan determinar la aptitud de cada zona en relación a los usos y a la ubicación de determinadas actividades e infraestructuras.

Los usos, actividades e infraestructuras consideradas se han seleccionado de aquellas que pueden ocasionar un deterioro significativo de las cualidades de los recursos hídricos subterráneos, entre otras:

- Extracción de áridos en las riberas y en el cauce del río.
- Extracción de aguas subterráneas
- Ubicación de explotaciones ganaderas
- Aplicación de abonos orgánicos para la fertilización de cultivos
- Uso de subproductos de la depuración de aguas residuales para la fertilización de cultivos.
- Reutilización de aguas residuales depuradas

RESULTADOS

La herramienta de gestión a utilizar por los gestores y técnicos municipales va a consisitir en una colección de cartografías de aptitud a escala 1:50.000, cada una de ellas acompañada de un fichero-resumen, que permita consultar y justificar cual es la aptitud de una zona para la ubicación de los usos, las actividades y las infraestructuras consideradas. Para completar esta consulta, el técnico dispone de la cartografía de zonación y la base de datos con toda la información recogida en cada zona.

La colección de cartografías de aptitud queda recogida en la lista siguiente:

- Cartografía de aptitud para la extracción de áridos en el cauce y las riberas del Baix Fluvià.
- Cartografía de aptitud para la explotación de aguas subterráneas en el Baix Fluvià.
- Cartografía de aptitud para la ubicación y control de explotaciones ganaderas.

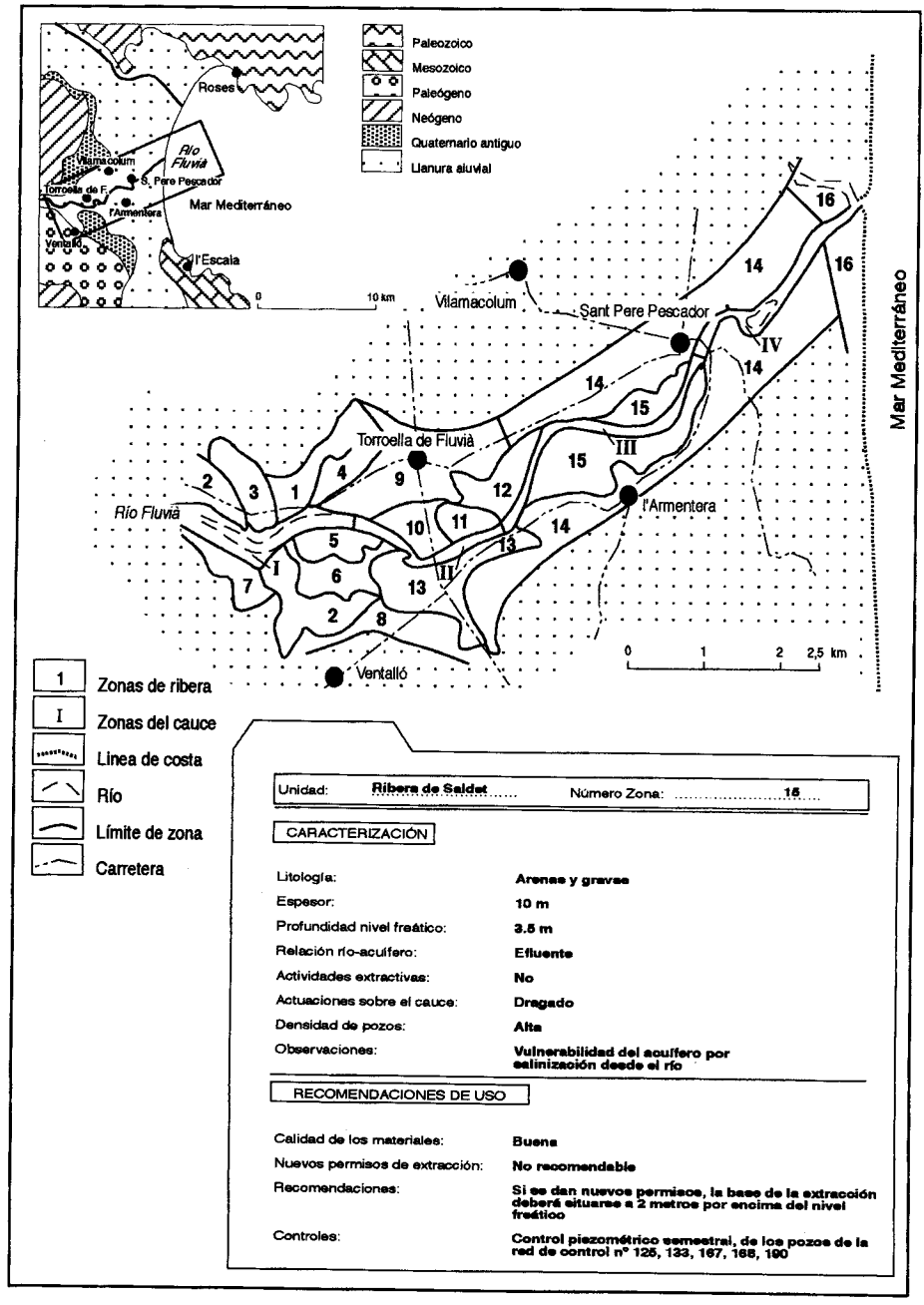


FIGURA 1: Cartografía de aptitud para la extracción de áridos en el cauce y las riberas del Baix Fluvià. Modelo de ficha-resumen para determinar la aptitud en la zona nº 15.

- Cartografía de aptitud para la aplicación de abonos orgánicos en los cultivos del Baix Fluvià.
- Cartografía de aptitud para la aplicación de lodos de depuradora en el Baix Fluvià.
- Cartografía de aptitud para el uso de aguas residuales depuradas para riego en el Baix Fluvià.

La Figura 1 muestra, a modo de ejemplo, la cartografía de aptitud para la extracción de áridos en el cauce y las riberas del Baix Fluvià y el modelo de ficha-resumen que se ha aplicado a una zona determinada (Zona nº 15).

CONCLUSIONES

El sistema de ordenación territorial desarrollado en el Baix Fluvià es una herramienta de consulta para los gestores y técnicos municipales que les permite decidir la viabilidad de determinados usos del territorio en relación a la protección, el control y la regeneración de sus aguas subterráneas.

El uso de esta herrramienta de gestión por parte de las administraciones locales está en la línea de los acuerdos comunitarios que se han adoptado para la elaboración de planes de acción local que permitan equilibrar el uso del territorio y la preservación de sus recursos.

BIBLIOGRAFIA

BOIXADERA, J.; DANÉS, R. y HERRERO, C. (1990). *Mapa de sòls del Baix Fluvià (1:25.000).* Generalitat de Catalunya. DARP. Ed. Draft. 137 pp. Lleida-Barcelona.

DARP (1994). *Estudi dels aqüífers del Baix Fluvià. Qualitat agronòmica de l'aigua de reg i estat actual i evolució del nivell freàtic (1992-1994).* Generalitat de Catalunya. DARP. Ed. Draft. La Tallada d'Empordà (Girona).

GEOSERVEI (1993). *Estudi dels efectes derivats de l'extracció d'àrids en el curs baix del riu Fluvià: geologia, hidrogeologia, dinàmica fluvial, hidroquímica, i relacions riu-aqüífer.* Inèdit. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Girona.

GEOSERVEI (1995). *Modelització dels fluxes derivats de l'extracció d'àrids al Baix Fluvià. Simulació del flux subterrani i el transport de soluts. Hidroquímica.* Inèdit. Junta de Sanejament. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

JUNTA D'AIGÜES DE CATALUNYA (1995). *Anuari de dades hidrològiques 1987-1990.* Departament de Política Territorial i Obres Públiques. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

MONTANER, J.; SOLÀ, J.; BOIXADERA, J.; TEIXIDOR, N. (1996a). *Estudi d'Ordenació Territorial del Baix Fluvià. Les Activitats i el Medi Físic (Primera Part).* Inèdit. DARP. Diputació de Girona.

MONTANER, J.; SOLÀ, J.; MAS, J.; TEIXIDOR, N.; BOIXADERA, J. (1996b). *Diagnóstico hidrogeológico sintético de los acuíferos aluviales cuaternarios del Baix Ter y Baix Fluvià.* AIH-GE. Lleida.

SERVEI GEOLÒGIC DE CATALUNYA (1996). *Mapa Geològic de Catalunya a escala 1:25.000. Sant Pere Pescador.* Servei Geològic de Catalunya. Institut Cartogràfic de Catalunya. Barcelona.

LA VULNERABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN EL PLAN REGIONAL DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE MADRID

NAVAS GUERRERO, Ester*; GARCÍA RODRÍGUEZ, Manuel; LLAMAS MADURGA Ramón* y VRBA, Jaroslav*****

(*) Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas
Universidad Complutense de Madrid. 28040 MADRID
(**) Consejo de Seguridad Nuclear. Justo Dorado, 11. 28040 MADRID
(***) Hydrogeologist, Environmental Geologists. DHV CR s.r.o.. Drahobejlova 48
190 00 PRAHA 9 (REPÚBLICA CHECA)

RESUMEN

El trabajo que se presenta queda enmarcado dentro del proyecto regional de ordenación territorial: "Documento Sectorial de Medioambiente para el Plan Regional de Madrid" (PRET). El equipo de investigación del Departamento de Geodinámica de la Facultad de Ciencias Geológicas de la Universidad Complutense de Madrid (UCM), se ha encargado de realizar los mapas de cantidad, calidad y vulnerabilidad de acuíferos. Este trabajo forma parte de un convenio entre el Departamento de Geodinámica, la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) y la Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte de la Comunidad Autónoma de Madrid.

Realizar el mapa de vulnerabilidad de las aguas subterráneas ha sido uno de los principales objetivos de la parte del proyecto realizado por el Departamento de Geodinámica. Los principales parámetros utilizados para su realización han sido: espesor y litología de la zona no saturada, aspectos litológicos y geológicos del área de estudio así como la determinación de zonas de recarga y descarga de los acuíferos.

Disponer de mapas de vulnerabilidad a escala adecuada para cada situación, puede evitar en muchos casos una mala adecuación de las actividades al medio, entendiendo con esto contaminaciones antrópicas o naturales, que pueden constituir una amenaza de este recurso tan importante para nuestro desarrollo.

INTRODUCCIÓN

El trabajo que ahora se presenta es una parte, referente a las aguas subterráneas, de un proyecto regional de ordenación territorial (PRET), que la Comunidad Autónoma de Madrid (C.A.M.) ha contratado con la Universidad Politécnica de Madrid (U.P.M.), a través de un equipo de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.

El equipo de la U.P.M. ha subcontratado un grupo de investigación del Dpto. de Geodinámica de la Universidad Complutense de Madrid (U.C.M.) para la obtención, síntesis y elaboración de los planos correspondientes a los temas de cantidad y calidad de las aguas superficiales y subterráneas, y vulnerabilidad de acuíferos de la C.A.M.

OBJETIVOS

El PRET tiene por objeto contribuir a mejorar y facilitar el Plan de Ordenación Territorial de la C.A.M., mediante una recopilación actualizada de los datos del medio físico.

En esta publicación nos referimos sólo al trabajo realizado por el Dpto. de Geodinámica (UCM), referido a las aguas subterráneas y a la vulnerabilidad de acuíferos. Los resultados obtenidos en el proyecto se presentan de forma esencialmente gráfica con mapas (a una escala de trabajo 1: 600.000). En este artículo por limitaciones de espacio, se hace una descripción de las principales características de cada mapa pero no se reproducen.

RESULTADOS

1. Mapa de cantidad de agua subterránea

El mapa de cantidad se ha realizado a partir de los caudales y descensos del nivel del agua, obtenidos mayormente de pozos de abastecimiento para uso urbano. El volumen de agua almacenada en los acuíferos y su posible capacidad de extracción, se ha expresado mediante datos de caudales específicos (m^3/día/m). En el mapa se han utilizado los siguientes intervalos de caudales específicos:

<10	m^3/día/m	caudal específico bajo
10-50	m^3/día/m	caudal específico moderado
50-100	m^3/día/m	caudal específico alto
>100	m^3/día/m	caudal específico muy alto
Entre y unos 200	m^3/día/m	caudal específico variable

La última clase (entre 0 y unos 200 m^3/día/m), corresponde a zonas de calizas en las que dependiendo del grado de karstificación, los caudales pueden ser muy diferentes en distintas áreas.

El mapa resultante distribuye la C.A.M. en zonas claramente diferenciadas, cuyas características pasamos a comentar brevemente:

1) Los materiales igneos y metamórficos de la sierra, se incluyen en el intervalo de caudales específicos de inferiores a 10 m^3/día/m. En esta zona los acuíferos son libres y de poco espesor. Se localizan únicamente en las zonas que han sido fuertemente meteorizadas, o en aquellas donde los sistemas de fracturación constituyen un ambiente geológico favorable para la circulación preferente de aguas subterráneas.

2) Tanto las calizas mesozoicas como las del páramo, tienen un caudal específico muy variable que depende de la mayor o menor disolución de la roca.

3) En el acuífero detrítico los caudales específicos son muy diferentes dependiendo de la zona del acuífero en que nos encontremos. Básicamente va a depender de que consideremos depósitos correspondientes a las zonas proximales, centrales o dístales con respecto a la sierra (Llamas et al., 1992) Los mayores caudales específicos del Terciario detrítico se localizan en la zona central, llegando a superar los 100 m^3/día/m.

4) En los depósitos cuaternarios, generalmente los caudales específicos superan los 100 m^3/día/m.

2. Mapa de calidad de aguas subterráneas para uso urbano

Los componentes químicos seleccionados para establecer los límites de la calidad (IGME, 1984, Llamas, 1986) del agua para abastecimiento y dibujar los mapas han sido: $SO_4^=$, NO_3^-, Cl^-, y TSD. En base a estos componentes y realizando una matriz de ponderación (que aquí no reproducimos), se han podido diferenciar las siguientes zonas en la C.A.M:

a) Zonas de calidad ALTA. Corresponden a la Sierra, la mayor parte del acuífero detrítico y los acuíferos de las calizas del Páramo.

b) Las zonas de calidad MEDIA se localizan en las áreas cercanas a las facies de transición. El empeoramiento de la calidad en esta zona se puede explicar por la presencia de litologías evaporíticas.

c) Las zonas con agua de calidad BAJA corresponden mayormente con los materiales yesíferos, donde el contenido en $SO_4^=$ es mayor de 350 ppm.

3. Mapa de vulnerabilidad

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas es una propiedad intrínseca de un sistema acuífero que depende de la capacidad del sistema para resistir a los impactos humanos y naturales (Vrba y Zaporozec,1994). Este concepto de vulnerabilidad no se define como una propiedad absoluta, sino como un valor relativo de unas clases con respecto a otras.

Al estudiar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas se puede hablar de dos tipos (Vrba y Zaporozec,1994):

Vulnerabilidad intrínseca o natural. Representa las propiedades naturales del terreno, y no considera las propiedades de los contaminantes particulares.

Vulnerabilidad específica. Evalúa contaminantes concretos o grupos que se comportan de igual o similar forma.

Para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas se han utilizado los siguientes parámetros y características: a) espesor y litología de la zona no saturada, b) profundidad del nivel freático, c) zonas de recarga y descarga de aguas subterráneas, d) naturaleza de la unidad geológica infrayacente (IGME, 1983; Llamas, 1984). Con esta información se realizaron varios mapas de trabajo, que han sido la base para realizar el mapa de vulnerabilidad.

En el mapa de vulnerabilidad de las aguas subterráneas se han distinguido las siguientes zonas:

a) La vulnerabilidad MUY ALTA se ha asignado a las siguientes unidades:

Unidad Cuaternaria, constituida por depósitos fluviales de gravas y arenas, y en menor proporción por limos y arcillas, con una zona no saturada muy permeable y el nivel freático a menos de 5 m.

Unidad Caliza del Páramo, constituidas por calizas lacustres con intercalaciones de detríticos, con una zona no saturada muy permeable. La permeabilidad es por fisuración y/o disolución de las calizas. El nivel freático se encuentra a menos de 25 m de profundidad.

Unidad Calizas Cretácicas, constituida por calizas dolomíticas con intercalaciones margosas y con niveles arcillo-arenosos en la base, con una zona no saturada de permeabilidad irregular por disolución. La profundidad del nivel freático es menor de 25 m.

b) La vulnerabilidad ALTA se ha asignado las siguientes unidades:

Unidad Paleozoica y Rocas intrusivas, constituida por granitos, gneises, pizarras y esquistos, con una permeabilidad de la zona no saturada moderada. La profundidad del nivel freático es inferior a 20 m. Son acuíferos locales, con permeabilidad por porosidad intergranular en las zonas meteorizadas. En niveles más profundos existe permeabilidad por fisuración de la roca, que constituyen vías potenciales para el transporte de contaminantes.

Unidad Facies Centrales ó Químicas, constituida por yesos, margas, y niveles carbonatados en la zona superior. La zona no saturada tiene una permeabilidad de moderada a baja, con una profundidad del nivel freático inferior a 25 m. La asignación al grupo de vulnerabilidad alta se esta unidad se debe a la presencia de yesos en el acuífero, que por procesos naturales disminuye la calidad del agua.

c) La tercera clase se refiere a vulnerabilidad MODERADA, que engloba las siguientes unidades:

Unidad Terciaria, Madrid y Tosco, constituida por arenas arcósicas con una proporción variable de limos y arcillas, con una zona no saturada de permeabilidad moderada y una profun-

didad del nivel freático menor de 50 m. En las zonas donde el nivel freático se encuentra a profundidades superiores a 50 m, a estas mismas unidades se las ha asignado una vulnerabilidad baja

Unidad Paleógena, constituida por arcillas, margas, margas yesíferas con niveles de conglomerado, con una zona no saturada de menos de 25 m y con permeabilidad baja.

d) La última clase determina la vulnerabilidad BAJA, que agrupa las siguientes unidades:

Unidad Terciaria, Madrid y Tosco, ya mencionada anteriormente. La profundidad del nivel freático superior a 50 m.

Unidad Terciaria, Guadalajara, Alcalá y Facies Intermedias, constituida por arenas con matriz arcillosa, lentejones de arcilla, margas, y margo - calizas (Villarroya, 1981). La permeabilidad de la zona no saturada es de moderada a baja, con el nivel freático a menos de 25 m de profundidad.

CONCLUSIONES

El agua subterránea de la mayor parte de la C.A.M, reúne en general, las condiciones de calidad para abastecimiento de uso urbano. Las zonas de calidad media o mala coinciden con las facies de transición y química.

La escala de trabajo utilizada en este estudio ha permitido hacer un mapa de vulnerabilidad de la Comunidad Autónoma de Madrid, que debe utilizarse exclusivamente en la planificación regional. Trabajos de carácter más local, precisarán estudios detallados que dependerán de los objetivos perseguidos.

Se considera de suma importancia definir perímetros de protección de los sistemas de abastecimiento de las aguas subterráneas para proteger la calidad de las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

AGUILÓ,M.,(1985)."El agua en Madrid". Estudios e investigaciones. Diputación de Madrid. Área de Urbanismo y Ordenación Territorial.

INSTITUTO GEOMINERO DE ESPAÑA. IGME.(1983). "El agua en la región de Madrid. Atlas de recursos hidrogeológios. Mapa de orientación a los Vertidos". Diputación de Madrid.

INSTITUTO GEOMINERO DE ESPAÑA. (IGME). (1984)." Calidad química de las aguas subterráneas en la cuenca del Tajo". Programa Nacional de Gestión y conservación de acuíferos.

LLAMAS, M.R., (1986). "Las aguas subterráneas en Madrid: esperanzas y preocupaciones, datos e incertidumbres, posibles líneas de acción". En Jornadas sobre Explotación de Aguas Subterráneas en la Comunidad de Madrid. PIAM, 12. pp 11-36. Comunidad Autónoma de Madrid.

LLAMAS, M.R., (1987). " La Naturaleza de Madrid". Cap. Recursos hídricos. Comunidad de Madrid. Consejería de Agricultura y Ganadería. pp 95-130.

LLAMAS, M. R., VILLARROYA, F., SORIANO, G., (1992). "Informe hidrogeológico sobre las posibilidades de utilizar aguas subterráneas para riego en los parques y jardines de la Villa de Madrid". Informe para el Ayuntamiento de la Villa de Madrid.

VILLARROYA, F., (1981). "Características hidráulicas de las facies Guadalajara Fosa del Tajo". Boletín Geológico y Minero. T. XCII-VI. Pp. 23-35.

VRBA, J., ZAPOROZEC, A., (1994). "Guidebook on mapping groundwater Vulnerability". International Association of hydrogeologistts. Volumen 16.

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA E HIDROGEOLÓGICA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA ABASTECIMIENTOS URBANOS EN LA SIERRA DE ARACENA, HUELVA

ORDÓÑEZ SUÁREZ, José L.; MARTÍN MACHUCA, M.; CUMBRERAS, F. y DÍAZ, Ángel*

(*) Oficina de Proyectos ITGE. Sevilla. Torre Norte. Plaza de España. 41013 SEVILLA
E-mail: oficina.sevilla@itge.mma.es

RESUMEN

Se caracterizan químicamente y se relacionan con la geología a partir del análisis normal de 39 muestras, 14 puntos de aguas subterráneas de los abastecimientos urbanos de la Sierra de Aracena. Las facies químicas son bicarbonatadas Ca y Ca-Mg. Estas definen preferentemente una zona en el núcleo de un anticlinorio de dolomías. Todas las aguas están dentro de los límites de potabilidad. Se estudia la evolución de nitratos y cloruros y la relación de cloruros-ion sodio. Se concluye con la necesidad de un control periódico de la calidad química de las aguas subterráneas, para anticipar su posible contaminación.

Palabras clave: *Sierra de Aracena, calidad, facies, cloruros-sodio, anticlinal, dolomías.*

MARCO GEOLÓGICO

La rocas de la Sierra de Aracena en la Ossa-Morena, hojas IGME 1037-1137, son principalmente precámbricas a carboníferas. Las estructuras principales son NW-SE; hay además fallas EW, NE y NS (figura 1). La litoestratigrafía se presenta en la tabla 1.

Se distinguen: las cuñas de Fuenteheridos-La Umbría y de Aguafría-Cortegana (15 y 3 km^2 de calizas). Esta con neises y lentes de mármoles-anfibolitas, precámbricos.

Tabla 1 Esquema de la litoestratigrafía de la Sierra de Aracena (Cuña Fuenteheridos-La Umbría)

Edad			Formación	Litología	Carácter hidrogeológico
Techo	Devónico	Unidad	For. de Pulo de Lobo	Esquistos, cuarcitas, areniscas, grauvacas, anfibolitas	**Impermeable**
	Cámbrico Inf.		Formación Carbonatada FCD	Dolomías (muro), calizas y mármoles dolomíticos (techo)	**Acuífero** (mayoría abastecimientos urbanos)
	Precámbrico	del	Formación vulcanosedimentaria (VS)	Vulcanitas con intercalaciones de carbonatos y rocas básicas.	**Acuíferos en carbonatos**
Muro		*Cubito (PreC-Silúrico)	For. La Umbría (Cuña de Fuenteheridos-La Umbría)	Esquistos con intercalaciones de cuarcitas y metabasitas	**Impermeable** a semipermeable (metabasitas)

*** Nota: La U. del Cubito, impermeable, es de índole mecánica, mezcla de materiales y de edad variable (PreC a Silúrico)**

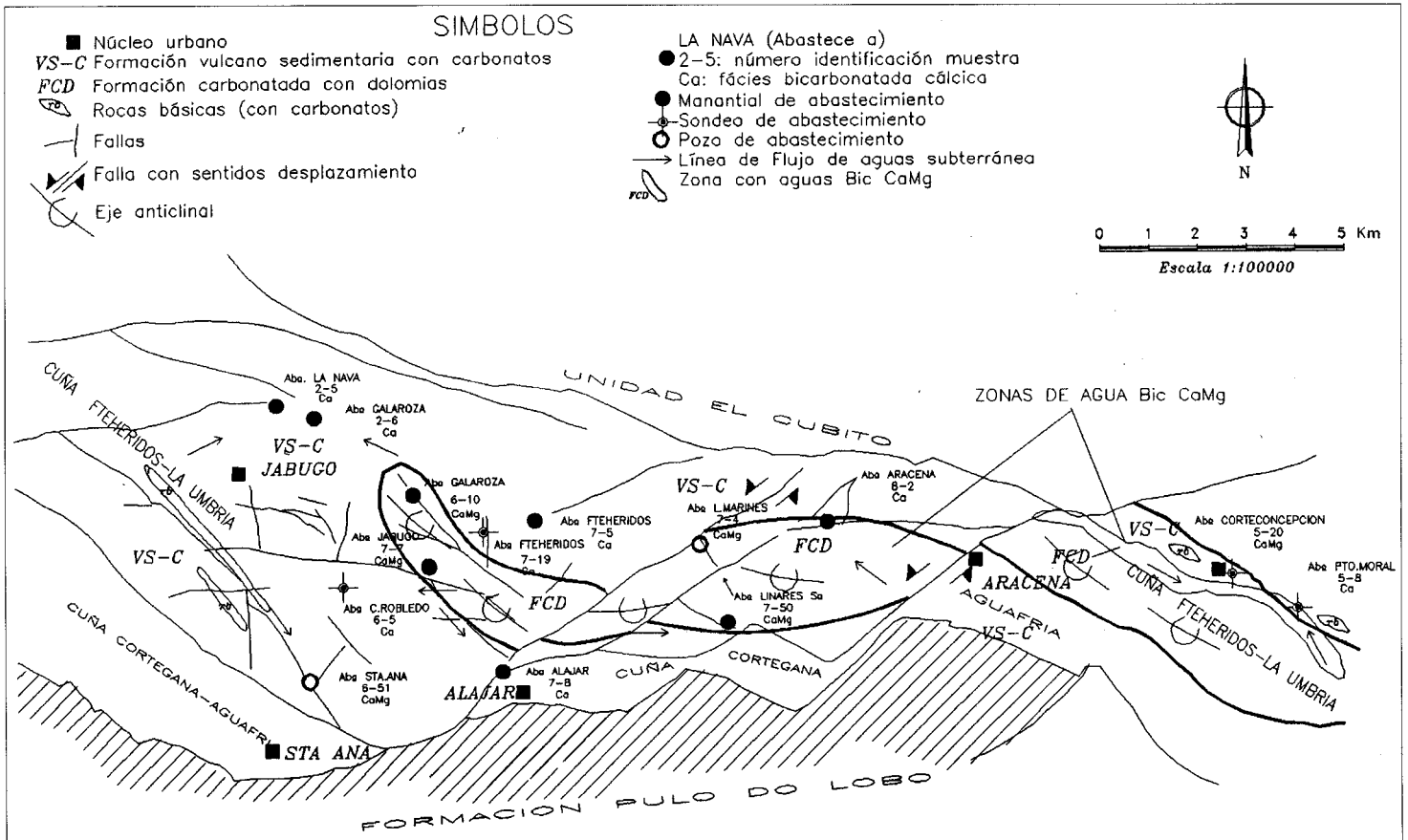


Figura 1 *ESQUEMA HIDROGEOLOGICO Y FACIES QUIMICAS DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS DE LOS ABASTECIMIENTOS URBANOS EN LA SIERRA DE ARACENA (HUELVA)*

HIDROGEOLOGÍA

El acuífero de Aracena (58 km^2), en las cuencas del Guadiana y Guadalquivir, se asocia a calizas (18 km^2) y a vulcanitas cuando están muy fracturadas. Es un acuífero libre y localmente confinado. Sistemas de fracturas definen las redes de drenaje. Fracturas EW limitan al acuífero; al norte le separan de los esquistos de la formación del Cubito y al sur de los de la zona surportuguesa. El balance hídrico muestra que el acuífero es excedentario (ITGE, 1997) y por ello utilizable para abastecimientos urbanos. La lluvia máxima se produce en noviembre-enero, la mínima en agosto. Las isoyetas medias del periodo (1942-1995) son de 900 a 1100 mm, con 400 y 600 mm para el año seco y 1200 a 1600 mm para el húmedo. La recarga se realiza por la lluvia y también por aportes de cursos de agua; la descarga por manantiales y bombeos. El flujo del agua es sobre todo paralelo al eje NNW hacia la zona de manantiales al oeste, y por fallas NE y NNW al sur. Los caudales en los manantiales van desde 2,5 l/s a 94 l/s según épocas. El nivel de la mayor parte de los pozos está a menos de diez metros.

FACIES QUÍMICAS Y RELACIÓN CON LA GEOLOGÍA

A partir de un estudio hidrogeológico del ITGE (1997) se dispuso de 663 medidas de parámetros de un análisis normal para el período de 1983 a 1996, (tabla 2). Todas las aguas son bicarbonatadas, identificándose una facies cálcica con ocho puntos (57 % del total) y otra cálcica-magnésica con seis. En la figura 1 y en la tabla 3 se ven la situación de los puntos de agua, facies dominantes, lineas de flujo y relación con la geología. En la figura 2 el triángulo de cationes (Piper) para 14 muestras (1996, dos de 1992) frente al global de las 39 muestras. Se observa un aumento del magnesio en 1996.

La facies Ca-Mg se explica por dolomías dominantes, en Galaroza (6-10) o Jabugo (7-7). La presencia de vulcanitas máficas-calizas explica el aumento de magnesio en Santa Ana (6-51) con flujo procedente del NW o en Corteconcepción. En la figura 1 se señala una zona de aguas cálcico-magnésicas que se corresponde con dolomías de la formación carbonatada en un anticlinal desplazado por fallas NE. En Santa Ana la sílice (41 mg/l) se explica por su flujo a través de rocas félsicas en la formación VS. Del VS procede también el agua de Castaño del Robledo (6-5) con 30 mg/l. La Nava y Galaroza (2-6), con aguas cálcicas (mármoles), tienen 20 mg/l de sílice.

Tabla 2

Resultados de Analisis (mg./l.). Conductividadad en µS.cm^{-1}

ABASTECIMIENTO	REGISNAC	FECHA	DQO	CL	SO4	HCO3	CO3	NO3	NA	MG	CA	K	PH	CONDUC	NO2	NH4	P2O5	SIO2
La Nava	103720005	31/05/91	0.7	13	25	272	0	11	10	8	88	3	7.8	370	0.49	0.14	0.00	18.3
La Nava	103720005	22/01/92	0.2	12	12	278	0	10	10	4	90	1	8.0	426	0.01	0.14	0.00	18.1
La Nava	103720005	8/11/96	0.2	17	20	272	0	11	9	15	76	1	7.5	450	0.00	0.00	0.00	27.1
Galaroza	103720006	24/02/83	nd	21	9	308	nd	21	8	11	79	1	8	nd	0	0	nd	22
Galaroza	103720006	30/05/91	0.0	10	24	275	0	8	9	7	89	1	7.5	431	0.69	0.19	0.14	18.6
Galaroza	103720006	24/01/92	0.6	12	10	287	0	8	10	12	81	1	8.1	371	0.01	0.21	0.00	18.2
Castaño Robledo	103760005	30/05/91	0.3	13	11	155	0	4	11	11	41	4	7.3	278	13.0	0.31	0.14	24.7
Castaño Robledo	103760005	23/01/92	0.7	14	16	175	0	8	12	8	50	3	8.2	326	0.01	0.11	0.00	30.3
Castaño Robledo	103760005	6/11/96	0.5	19	25	180	0	13	14	16	50	2	7.8	370	0.00	0.00	0.00	41.4
Galaroza	103760010	8/11/96	0.5	10	17	209	0	0	4	23	41	1	8.1	353	0.00	0.00	0.00	17.8
Sta. Ana	103760051	5/11/96	0.1	8	17	270	0	1	7	25	52	1	8.0	409	0.00	0.00	0.00	41.4
Los Marines	103770004	24/02/83	nd	23	9	372	nd	1	5	26	81	2	7	nd	0	0	nd	18
Los Marines	103770004	29/05/91	0.1	7	37	338	0	5	5	31	75	3	8.2	479	0.07	0.13	0.64	11.1
Los Marines	103770004	22/01/92	0.7	9	4	316	15	3	8	25	73	1	8.0	474	0.11	0.19	0.00	8.3
Los Marines	103770004	12/11/96	0.4	13	27	255	0	6	6	29	50	1	8.0	433	0.00	0.00	0.00	18.7
Fuenteheridos	103770005	24/02/83	nd	18	12	313	nd	6	6	22	59	1	8	nd	12.4	12.4	nd	12.4
Fuenteheridos	103770005	31/05/91	1.2	7	19	293	0	3	5	24	64	2	8.1	390	0.00	0.13	0.47	11.2
Fuenteheridos	103770005	23/01/92	0.8	11	6	291	10	3	7	25	63	2	8.4	405	0.01	0.16	0.00	11.4
Jabugo	103770007	30/05/91	0.1	7	7	235	0	1	4	17	52	3	8.0	340	0.21	0.02	0.31	12.1
Jabugo	103770007	24/01/92	1.1	9	7	286	0	1	6	25	55	3	8.1	397	0.01	0.11	0.16	12.3
Jabugo	103770007	13/11/96	0.4	51	9	225	0	0	5	28	50	4	7.8	357	0.00	0.00	0.00	18.0
Alajar	103770008	24/02/83	nd	14	12	379	nd	4	3	43	71	1	8	nd	0	0	nd	4
Alajar	103770008	30/05/91	0.1	7	22	344	0	1	3	35	65	3	8.0	470	0.00	0.07	0.64	3.4
Alajar	103770008	23/01/92	0.5	8	1	321	7	1	5	29	61	1	8.2	416	0.01	0.04	0.00	5.8
Alajar	103770008	8/11/96	0.5	11	17	300	0	1	3	28	60	1	7.8	459	0.00	0.00	0.00	10.2
Fuenteheridos	103770019	5/11/96	0.1	9	11	141	11	1	3	12	38	2	8.4	291	0.00	0.00	0.00	13.2
Linares Sierra	103770050	5/11/96	0.5	10	14	245	0	1	6	22	47	1	8.1	391	0	0	0	21.9
Aracena	103780002	24/02/83	nd	16	7	330	nd	4	5	17	74	1	8	nd	0	0.43	nd	11.2
Aracena	103780002	27/05/91	1.0	17	9	313	0	4	11	14	83	2	7.8	442	0.00	0.32	0.00	9.3
Aracena	103780002	22/01/92	0.3	14	10	327	0	3	8	21	78	2	7.9	479	0.01	0.28	0.16	11.1
Aracena	103780002	6/11/96	0.3	25	17	312	0	4	7	25	78	1	7.7	508	0.00	0.00	0.00	16.1
Puerto Moral	113750008	24/02/83	nd	18	12	366	nd	14	7	24	75	1	8	nd	nd	nd	nd	nd
Puerto Moral	113750008	29/05/91	0.4	8	27	386	0	7	6	26	97	1	7.9	514	0.07	0.40	0.47	12.9
Puerto Moral	113750008	22/01/92	0.6	12	18	393	5	5	8	25	99	1	8.2	546	0.00	0.52	0.00	9.1
Puerto Moral	113750008	31/10/96	0.1	16	20	285	0	5	5	24	72	1	7.8	497	0.00	0.00	0.00	19.4
Corteconcepción	113750020	27/12/83	nd	50	41	354	nd	nd	20	34	72	2	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Corteconcepción	113750020	29/05/91	0.2	20	26	386	0	11	10	28	97	4	7.8	540	0.14	0.26	0.56	13.5
Corteconcepción	113750020	20/01/92	0.5	22	9	409	0	11	27	98	2	2	7.5	603	0.00	0.59	0.00	9.1
Corteconcepción	113750020	31/10/96	0.2	24	17	368	0	16	10	27	92	1	7.9	606	0.00	0.00	0.00	20.3

nd: sin datos

Tabla 3 Situación, naturaleza, caudal, marco geológico, facies química y número de análisis

Término	Nº IPA*	Naturaleza	Q/ Vol. Ext	Marco geológico	Facies	Nº anal.
La Nava	103720005	Manantial	8 L/s	Intersección fracturas, lentejones calizos al SW	Bic-Ca	3
Galaroza	103720006	Manantial	12 L/s	En extensión de banda de mármoles.	Bic-Ca	3
Galaroza	103760010	Manantial	8 L./s	En falla dentro de dolomías (y calizas)	Bic-CaMg	1
Castaño del Robledo	103760005	Sondeo	1,25 L/s 24 dm^3/a	En zona vulcano-sedimentaria cerca falla NW-SE	Bic-Ca	3
Santa Ana	103760051	Pozo	16 dm^3/a	Intersección fallas NW-NE. El agua viene en gran parte de alternancias de rocas máficas con carbonatos al	Bic-CaMg	1
Jabugo	103770007	Manantial	10 dm^3/a	Dentro de dolomías	Bic-CaMg	3
Fuenteheridos	103770019	Sondeo	180 dm^3/a	Junto zona de falla NS, entre masas de carbonatos.	Bic-Ca	1
Fuenteheridos	103770005	Manantial	311 dm^3/a	En falla ENE en zona vulcano sedimentaria al pie de bandas de carbonatos más elevados.	Bic-Ca	3
Alajar	103770008	Manantial	64 dm^3/a	En intersección de fallas al pie de macizo de calizas.	Bic-Ca	4
Los Marines	103770004	Pozo	2,5 L./s	En dolomías	Bic- CaMg	4
Linares de la Sierra	103770050	Manantial	18 m^3/h	En fractura NE en contacto con dolomías masivas más elevadas.	Bic- CaMg	1
Aracena	103780002	Manantial	601dm^3/a	En fractura EW justo bajo macizo dolomítico-calcáreo	Bic-Ca	4
Corte-concepción	113750020	Sondeo	202 dm^3/a	Sobre fractura NW en contacto rocas volcánicas con intercalaciones básicas. Calizas más arriba.	Bic-CaMg	4
Puerto Moral	113750008	Sondeo	29 dm^3/a	Sobre fractura WNW en rocas volcánicas entre lentejones de calizas.	Bic-Ca	4

Nota * IPA: Indice de registro nacional del punto de agua. En la Fig. 1 y en el texto se abrevia la numeración

POTABILIDAD, MINERALIZACIÓN Y DUREZA

Todas las aguas en 1996 fueron potables según las normas del RTS. Los análisis de dicho año referidos a sustancias no deseables (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+) confirmaron su ausencia, (CMA de 50, 0,1 y 0,5 mg/L, respectivamente). Algunas muestras en mayo de 1991 dieron valores que sobrepasaron entonces la CMA (tabla 4).

Tabla 4 Valores de nitritos y amonio (en mg./L.) en muestras de la campaña de 1991

Núcleo abastecido	Naturaleza	Nº IPA	Fecha	NO_2^-	NH_4^+
La Nava	Manantial	103720005	31-05-91	0,49	0,14
Galaroza	Manantial	103720006	30-05-91	0,69	0,19
Castaño del Robledo	Sondeo	103760005	30-05-91	13	0,31
Jabugo	Manantial	103770007	30-05-91	0,21	---
Alájar	Manantial	113750008	29-05-91	----	0,40
Corteconcepción	Sondeo	113750020	29-05-91	0,14	0,26

Los altos valores en los manantiales de Galaroza y La Nava fueron debidos a la presencia de materias orgánicas en vías de oxidación. En los sondeos de Castaño del Robledo y Corteconcepción, dentro de núcleos urbanos a contaminación, en el primero por filtración de aguas residuales. La sequía que afectó al sur de España pudo crear un ambiente que favoreciese el incremento de nitritos a expensas de los nitratos, la ausencia de procesos de dilución de posibles vertidos y su infiltración rápida. En los análisis de los años siguientes hasta 1996, los nitritos y amonio desaparecieron. Un análisis (1992) de 5-20 (Corteconcepción) dió 98 mg/l de Mg , que en 1996 bajó a 27 mg/l.

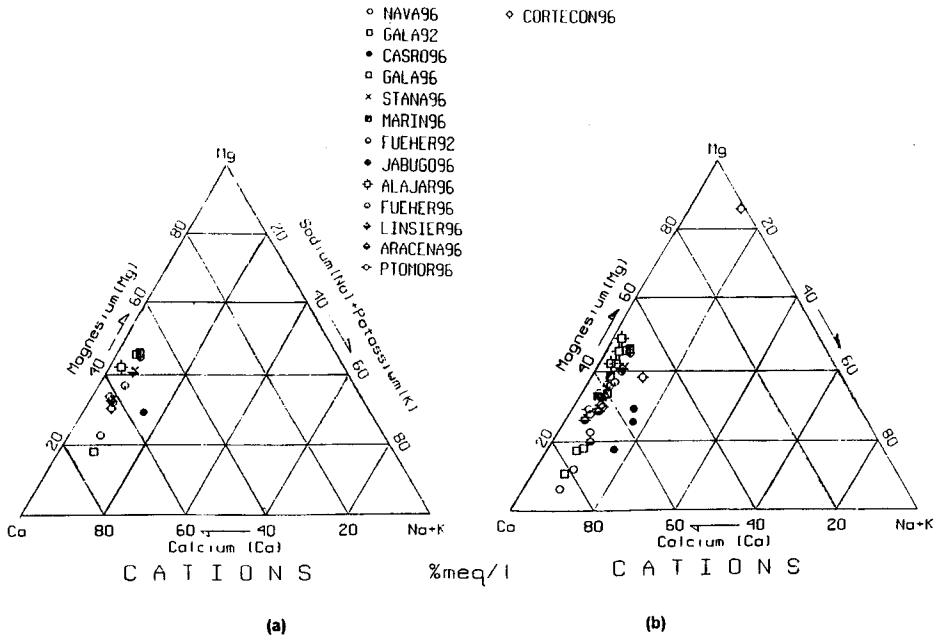


Figura 2. Triangulos de cationes del diagrama de Piper para (a) muestras del año 1996 (dos de 1992) y (b) triángulo para las 39 muestras. Los simbolos del triángulo se aplican tambien al b.

Un 57 por ciento de las muestras (8) tienen mineralización débil, el resto (6) son muy débiles, (umbral muy débil-débil 400 $S.cm^{-1}$). Las cinco muestras de la cuenca del Guadiana: abastecimientos a Aracena (8-2), Corteconcepción (5-20), Fuenteheridos (7-5), Los Marines (7-4) y Puerto Moral (5-8), tienen mineralización débil. Excepto Fuenteheridos (7-19) que es dura todas las muestras son muy duras (>180 mg/l)

EVOLUCIÓN

En la tabla 5 se presentan la estadística de cloruros y nitratos. Los cloruros aumentan en el manantial (7-7) de Jabugo, 7 mg/l (1991) hasta 51 mg/l (1996). En el punto (6-5) de Castaño del Robledo y en la fuente (8-2) de Aracena hay muy ligeros aumentos de cloruros:13 mg/l (1991) a 19 mg/l (1996) para el primero, y 16 mg/l (1983) a 25 mg/l (1996) para el segundo. En Corteconcepción bajaron los cloruros, 50 mg/l (1983) a 24 mg/l (1996). En la figura 3 se ve la relación en meq/L cloruros-ion sodio. Hay exceso de cloruros sobre sodio en las muestras de Jabugo (1996) y Corteconcepción (1983) y lo opuesto en Corteconcepción (1992). Las causas posibles son: la muestra de diciembre de 1983 se tomó después de lluvias intensas (+ 328 mm), que pudieron aportar cloruros (STEPHEN FISHER et al, 1997) además de arrastre de sales del suelo. No son comparables a los resultados de otros puntos (febrero 1983), tras tres meses con pluviometría media de 35 mm no son comparables. La muestra de Corteconcepción, (enero de 1992), se tomó en un mes muy seco (11 mm) tras doce meses con lluvia media mensual de 48 mm. El exceso relativo de sodio puede ser por disolución de silicatos (LI XUELI, 1990). El alto Cl^-/Na^+ (Jabugo ,1996) se debió al contaminarse cerca del punto de cloración.

Tabla 5 Estadística de cloruros y nitratos

Parámetros estadísticos	Cl^-	NO_3^-
Numero Original de Muestras.	39	39
Valor Minimo de Muestra	7	0,1
Valor Maximo	51	21
Media	15	5,6
Desviacion Estandard	9,7	4,9
Error Estandard de la Media	1,6	0,8
Mediana	29	10,6
Moda	7	1
Media Geometrica	13,6	3,4
Desv. Estandard Geometrica	1,6	3,5
Skewness	2,4	1,1
Kurtosis	9,1	3,8
Suma de Muestras	605	220

En Fuenteheridos (7-5) hay una ligera tendencia a descender los cloruros, 11 mg/l (1992), 18 mg/l en año 1983. En la segunda columna de la tabla 5 se presenta la estadística de los nitratos. Todos los análisis están bien por debajo de la CMA. Hay un ligero ascenso en Corteconcepción, 16 mg/l en 1996 y 11 mg/l antes, y en Castaño de Robledo 4 mg/l en 1991 hasta 13 mg/l en 1996.

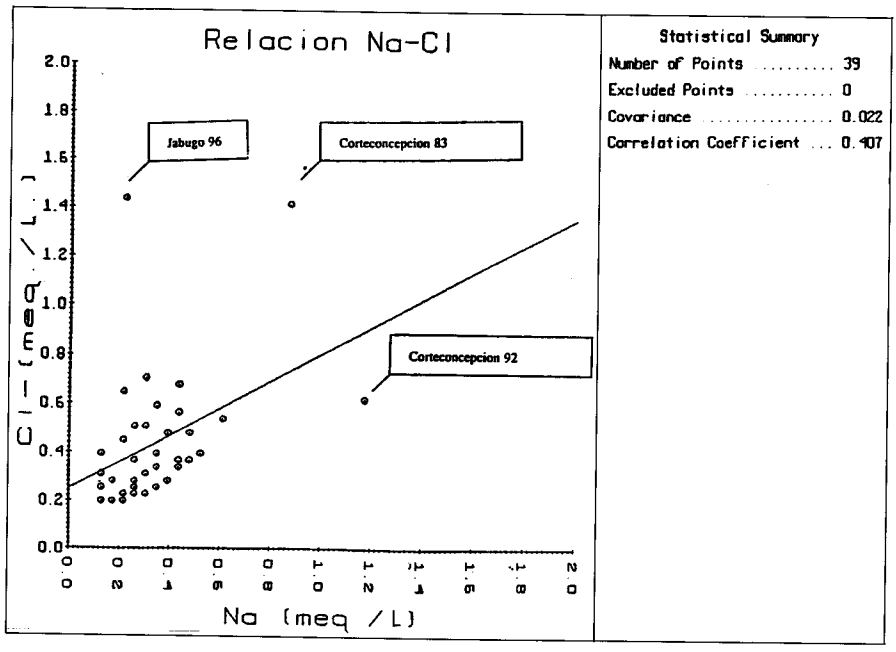


Figura 3. Diagrama de dispersión del Na^+ frente a los Cl^- en meq/L

CONCLUSIONES

Las aguas subterráneas del acuífero de Sª Aracena son de buena calidad, bicarbonatadas cálcicas a cálcico-magnésicas, muy duras y mineralización débil. Cumplen en origen las normas de potabilidad para los parámetros examinados. La facies Ca-Mg se concentra preferentemente a lo largo del eje anticlinal de la cuña Fuenteheridos-La Umbría coincidiendo con dolomías de la Formación Carbonatada. En el acuífero la fracturación en carbonatos y vulcanitas (permeabilidad media-alta), su carácter libre limitado por formaciones impermeables, y que algunos puntos se encuentran dentro de núcleos urbanos condicionan su vulnerabilidad. Por ello un control periódico de las aguas subterráneas para anticipar posibles desviaciones de su calidad sería conveniente así como mapas de vulnerabilidad para su protección y gestión (IAH, 1994).

AGRADECIMIENTO

Agradecemos a Dª Paloma Navarrete y D. Juan A. Lopez-Geta del ITGE por sus sugerencias y el exámen crítico de este artículo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

IAH (1994). Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. Vol. 16. *International Contributions to Hidrogeology.* Verlag Heinz Heise. Hannover.

IGME (1984). Mapa geológico de España 1:50000. Hojas 917 (1037) y 918 (1137) *ITGE. Madrid.*

ITGE (1997). Estudio hidrogeológico de la Sierra de Aracena. *Diputación Provincial de Huelva-ITGE.*

LI XUELI (1990). Silica in groundwater: the formation of silicic water and its geochemical significance. *Memoires.Water Resources in Mountainous Regions.* IAH. Lausanne (1990) 290-95

STEPHEN FISHER, R, MULLICAN, W. F. (1997). Hydrochemical evolution of sodium sulfate and sodium chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan desert. *Hydrogeology Journal.* Vol. 5. Nº 2.

ALGUNOS ASPECTOS DE LA CONTAMINACIÓN EN EL BAJO ANDARAX (ALMERÍA)

SÁNCHEZ MARTOS, F.; PULIDO BOSCH, A.; CALAFORRA CHORDI, J.M. y NAVARRETE, F.*

(*) Dpto. de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería. 04120 ALMERÍA

RESUMEN

El Bajo Andarax fue asiento de actividades agrícolas desde tiempo inmemorial, donde se derivaban las aguas del río mediante numerosos azudes y boqueras. El deterioro progresivo de la calidad de las aguas provocó en gran medida la salinización de los suelos y el abandono continuado de la superficie regada, o la sustitución de los cultivos menos tolerantes (cítricos) por otros mucho más tolerantes a las sales. Los estudios analíticos permitieron poner de manifiesto que no solamente había contribuido a esta situación el alto contenido salino de las aguas sino el contenido anómalamente elevado en boro, elemento fitotóxico por excelencia. Su origen sigue siendo controvertido, aunque se dan muchas de las circunstancias favorables a su abundancia. Finalmente, se comentan los otros focos potenciales de contaminación dentro de los que caben destacar las aguas residuales urbanas y los residuos sólidos urbanos.

Palabras Clave: *Boro, salinización, nitratos.*

INTRODUCCIÓN

Históricamente el abastecimiento agrícola y urbano del Bajo Andarax ha dependido de las aguas subterráneas dado los reducidos e irregulares caudales que aporta el río Andarax. La extensión y variedad de la agricultura se ve muy limitada, dada la escasa disponibilidad y mala calidad del agua de riego a lo que hay que unir lo accidentado del terreno y la salinización de los suelos que limita su productividad agrícola (Fernández Ordoño, 1990). La reciente puesta a punto de un ambicioso programa de riego con aguas ozonizadas procedentes de la Estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Almería abre buenas perspectivas de mejoría de regadíos en los próximos años.

La cuenca Baja del río Andarax se sitúa en el extremo sur de la provincia de Almería, rodeada por las Sierras de Gádor, Nevada y Alhamilla, con el mar Mediterráneo como límite meridional. De

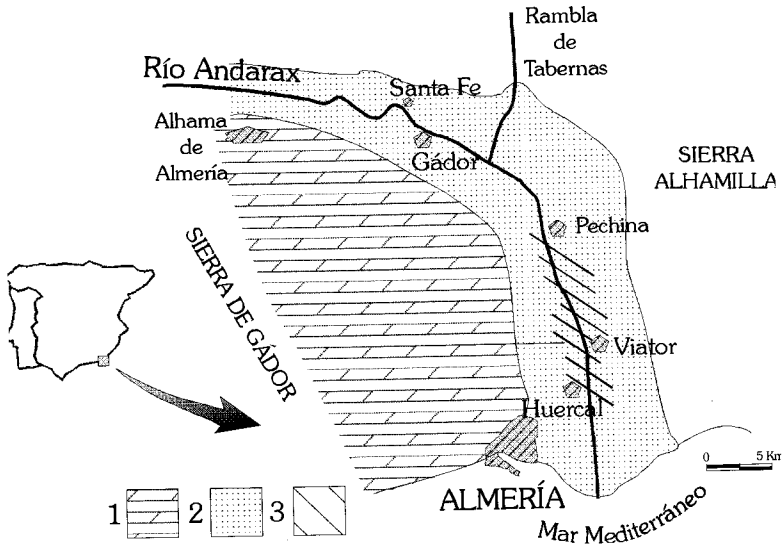


Figura 1.- Esquema hidrogeológico del Bajo Andarax. 1: Acuífero Carbonatado; 2: Acuífero detrítico; 3: Acuífero Profundo.

acuerdo con la distribución de los materiales se definen tres unidades (Aguilar et al. 1990; Pulido Bosch et al., 1991, Sánchez Martos, 1997): *acuífero detrítico, carbonatado* y *profundo*.

El *acuífero detrítico* se extiende a lo largo de todo el sector central del valle. Incluye a los materiales cuaternarios, aluviales y deltaicos, junto a los conglomerados arenoso-limosos deltaicos pliocenos. La superficie piezométrica varía entre 180 m s.n.m., en el área de Santa Fe y cotas ligeramente negativas en el delta (figura 1). El *acuífero carbonatado* está básicamente integrado por materiales calizo-dolomíticos alpujárrides y localmente las calcarenitas miocenas aflorantes en el borde de la sierra. Se trata de un acuífero esencialmente libre pero su geometría es muy compleja, al existir repeticiones de la serie en la vertical y compartimentaciones en bloques. El *acuífero profundo* consta de materiales calizo-dolomíticos. Fue detectado mediante algunos sondeos ejecutados en el centro del valle y constituye un acuífero confinado muy compartimentado en bloques.

Las aguas del *acuífero detrítico* muestran un enriquecimiento salino en el sentido del flujo subterráneo, experimentado un notable aumento de la concentración en sulfato en relación con la circulación subsuperficial de la rambla de Tabernas (Pulido Bosch, et al. 1992) y con los materiales evaporíticos existentes en los depósitos miocenos aflorantes a lo largo de todo el área. En la zona costera se alcanza la máxima salinidad en relación con la influencia marina asociada a los procesos actuales de intrusión marina y con el lavado de materiales marinos cuaternarios. En el *acuífero carbonatado* las frecuentes intercalaciones evaporíticas en los materiales alpujárrides y los depósitos de azufre en el contacto Mioceno-Trías condicionan los altos contenidos en sulfato (950 $mg \cdot l^{-1}$) que alcanzan algunos puntos. El *acuífero profundo* también presenta altos contenidos en sulfato y boro, en relación con las intercalaciones evaporíticas y con el termalismo existente en este acuífero.

PRINCIPALES FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINACIÓN

Los principales focos puntuales de contaminación se refieren a los residuos líquidos y sólidos urbanos, mientras que los focos no puntuales están relacionados con las actividades agrícolas - abonos, fertilizantes, pesticidas y la concentración salina por el reciclado continuo del agua - y la intrusión marina relativamente bien marcada en el área costera.

Los residuos líquidos urbanos de la ciudad de Almería son depurados para reutilizarse en el riego agrícola, mediante un tratamiento de ozonización (Pérez y Valverdú, 1995). El resto de poblaciones vierte sus residuos al cauce del río Andarax, con diferente grado de depuración, que se infiltran en el *acuífero detrítico* mayoritariamente. Todo esto supone una recarga al mismo tiempo que una fuente de contaminación, principalmente orgánica y biológica. En el área existen cinco vertederos de residuos sólidos de pequeñas dimensiones sobre los que no existe ningún tipo de control. Actualmente se está desarrollando el plan director de residuos sólidos al objeto de centralizar en un sólo vertedero controlado los RSU y eliminar todos estos vertederos incontrolados.

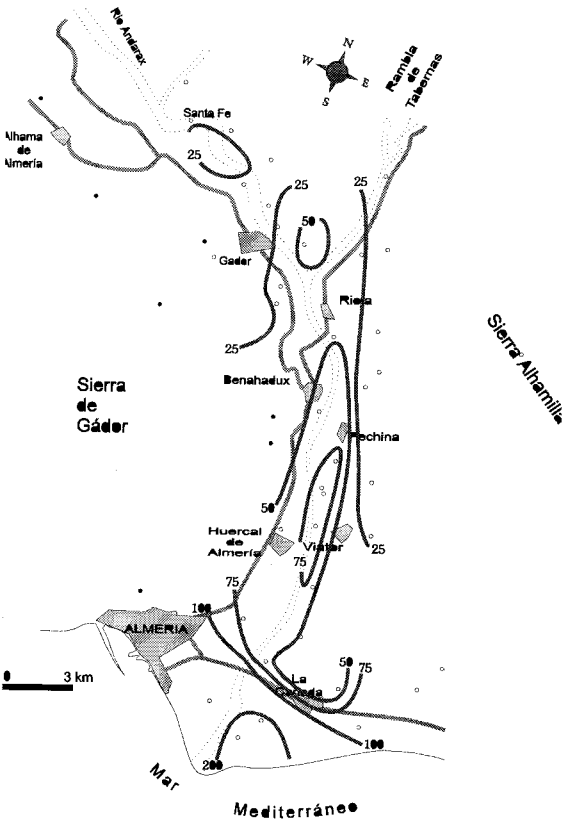


Figura 2.- Distribución espacial del contenido en nitrato (mg/l) en las aguas del acuífero detrítico.

Los principales focos no puntuales de contaminación se refieren a las actividades agrícolas y a la intrusión marina. En el *acuífero carbonatado* existen muy escasas evidencias de contaminación de origen agrícola, y los contenidos en nitratos de las aguas son muy bajos. No sucede lo mismo con los procesos de intrusión marina y en la década de los ochenta (Carrasco y Martín, 1988) los niveles descendieron notablemente, abandonándose numerosas explotaciones. En estudios más recientes se han puesto de manifiesto evidencias hidrogeoquímicas de intrusión en el entorno de Almería (Pulido Bosch et al., 1994).

En el *acuífero detríticolos* nitratos presentan concentraciones muy variables, con valores medios en torno a 45-50 mg/l y siempre inferiores a 260 mg/l. Los valores máximos se detectan en el delta -donde la actividad agrícola es máxima- y al S de Pechina (figura 2). La intrusión marina se circunscribe a la franja costera, donde los niveles piezométricos se sitúan bajo el nivel del mar gran parte del año, habiéndose detectado estos conoides piezométricos negativos desde hace más de 30 años (Orellana, 1972; IGME-IRYDA, 1977). Junto a este proceso de influencia antrópica, existe otro de origen natural cuya diferenciación no es fácil. Algunos puntos cercanos al aeropuerto y situados a cotas superiores al nivel del mar, presentan elevadas concentraciones salinas (13000

$\mu S \cdot cm^{-1}$). Son aguas que han estado en contacto con materiales de elevado contenido en sales que se encuentran saturados en aguas marinas 'fósiles' y están insuficientemente lavados.

El boro como agente contaminante

El boro es uno de los elementos más ligeros y menos abundantes de la naturaleza. Su origen se asocia con procesos termales y con la existencia de materiales depositados en ambientes muy salinos (Frederickson y Reynolds, 1960; Adams et al.; 1965). Además, los minerales arcillosos pueden adsorberlo y la concentración en algunas aguas esta relacionada con el lixiviado de arcillas tipo illita o glauconita (Vengosh et al. 1991)

Su relativa alta concentración en el agua de mar induce a considerarlo como buen indicador de los procesos de intrusión marina (Giménez, 1994) aunque también pueden influir otros tipos de salinización de origen antrópico, (industrias cerámicas, fertilizantes) y/o flujos de circulación profunda (Giménez y Morell 1991 y 1992). Las altas concentraciones de boro en áreas geotermales con diferente tectónica, litología y régimen hidrológico ponen de manifiesto la relación de este elemento con procesos termales (Ellis y Mahón, 1977), puesto que la temperatura controla su liberación por interacción agua-roca (Arnorsson y Andresdottir, 1995).

En el Bajo Andarax se dan las condiciones que hacen posible la existencia de altas concentraciones en boro, ya que existen abundantes materiales evaporíticos, hay una importante anomalía geotérmica y se desarrollan procesos de intrusión marina. Como consecuencia de todo ello, los contenidos en boro de las aguas subterráneas son bastantes elevados (Martínez Raya, 1986; Pulido Bosch, et al.; 1991 y Marín, 1991), especialmente en el *acuífero profundo* donde las concentraciones oscilan entre 2 y 8 mg/l. En el *acuífero carbonatado* los contenidos son bajos, con valores medios de 0.20 mg/l y siempre inferiores a 0.59 mg/l. El *acuífero detrítico* muestra mayor variabilidad, con valores máximos de 1.55 mg/l y medios 0.97 mg/l.

La distribución espacial del contenido en boro en el *acuífero detrítico* es bastante semejante a la conductividad, especialmente en cuanto a la situación de los sectores con valores máximos. Sin embargo esta correlación no es tan directa puesto que el *acuífero profundo* presenta la máxima concentración en boro (8 mg/l) y su salinidad es inferior a 3500 μS/cm Además en los puntos del sector costero del *acuífero detrítico* la concentración en boro (1.5 mg/l) es similar a al resto del acuífero, pero presentan mayor conductividad (> 5000 μS/cm). Para analizar con más detalle la relación entre salinidad y contenido en boro hemos considerado también los iones cloruro y sulfato, que representan los principales procesos que condicionan la salinidad de las aguas en el Bajo Andarax (Sánchez Martos et al., 1996).

La distribución del boro con respecto al sulfato (figura 3) muestra el diferente comportamiento de los puntos del *acuífero profundo* y *carbonatado*, que presentan la relación boro/sulfato más alta dado. Estimamos que su contenido se asocia fundamentalmente a procesos termales. En el *acuífero detrítico* los máximos contenidos en boro coinciden con los puntos situados en la zona costera (I y A) y en la rambla de Tabernas (R y T). Estas dos zonas son las más salinas del *acuífero detrítico*, pero los procesos que condicionan su salinidad deben ser diferentes (Sánchez Martos, 1997). La relación boro/cloruro (figura 4) es muy útil para diferenciar estos procesos con más cla-

ridad, de modo que los puntos correspondientes al sector costero del *acuífero detrítico* (I, A) tienen una relación boro/cloruro más baja que el resto de puntos del acuífero en relación con los mayores contenidos en cloruro de esta área, como consecuencia de la influencia marina.

En la figura 4 se sintetiza, mediante tres alineaciones, el diferente modelo de enriquecimiecimiento del boro en las aguas subterráneas del Bajo Andarax. Una primera alineación corresponde al origen termal y engloba a las aguas de los *acuíferos profundo* y *carbonatado*. Los puntos del *acuífero detrítico* muestran una tendencia general que puede señalarse con una línea que engloba también a las aguas superficiales de la rambla de Tabernas (T), asociadas a la descarga de pequeños manantiales en los materiales margosos miocenos. Esta alineación puede representar el origen del boro asociado directamente con la influencia de los materiales evaporíticos, a ella se ajustan bastante bien todos los puntos del *acuífero detrítico*, especialmente los situados aguas abajo de la confluencia río Andarax - rambla de Tabernas. Los puntos del sector costero del *acuífero detrítico* se disponen alejados de la tendencia general para todo el acuífero; esta disposición se debe a los mayores contenidos en cloruro que alcanzan las aguas del delta, en relación con la influencia marina que se manifiesta en este sector.

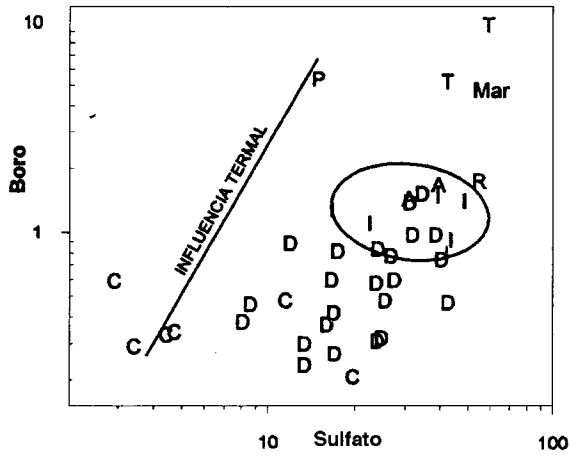


Figura 3.- Relación entre el contenido en boro y sulfato (mg/l). Acuífero profundo: P; acuífero carbonatado: C; acuífero detrítico: D, R, I, A; aguas superficiales de la rambla de Tabernas: T; y Mar.

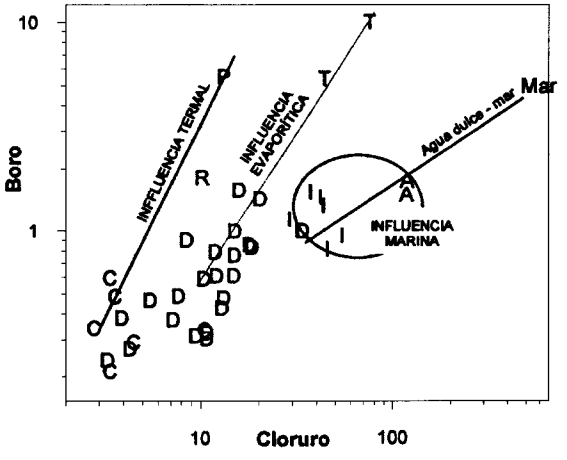


Figura 4.- Relación entre el contenido en boro y cloruro (mg/l). Los símbolos son semejantes a los indicados en la figura 3.

CONSIDERACIONES FINALES

El deterioro de la calidad del agua en los acuíferos del Bajo Andarax se detecta de manera más significativa en el delta, aunque los procesos de salinización de los suelos y de las aguas afectan a la práctica totalidad del *acuífero detrítico* y especialmente aguas abajo de la confluencia entre la rambla de Tabernas y el río Andarax. En el delta confluyen todos los procesos que favorecen la contaminación de las aguas, a la vez que aumenta su intensidad como consecuencia del uso de fertili-

zantes nitrogenados en la agricultura, lavado de materiales salinos e intrusión marina. A todo esto debe unirse la deficiente calidad de las aguas subterráneas que alimentan el delta.

Las altas concentraciones en boro que presentan las aguas subterráneas constituyen un aspecto significativo, dada su toxicidad para los cítricos. Tras analizar su distribución en los diferentes acuíferos se ha constatado que las máximas concentraciones están asociadas con aquellos sectores donde la salinidad de las aguas es más elevada y está directamente relacionada con la presencia de sales evaporíticas, situación predominante en el *acuífero detrítico*. También se ha constatado que las anomalías termales favorecen la movilización del boro, de manera que en el *acuífero profundo* se aúnan esta dos situaciones, lo que justifica que se alcancen los máximos contenidos del área.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca dentro de las investigaciones realizadas con el proyecto AMB95-0493 (CICYT).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, T.D.; HAYENES, J.R. Y WALKER, C.T. (1965). Boron in Holocen illites of ther Dovey estuary Wales and its relationship to paleosalinity in cyclothems. Sedimentology. 4 (3): 189-195.

AGUILAR et al. (1990) Evaluación de suelos y calidad del agua subterránea en el Bajo Andarax (Almería). IARA-Univ de Granada. 3 Vol. Inédito.

ARNORSSON, S. Y ANDRESDOTTIR, A. (1995). Process controlling the distribution of boron and chlorine in natural waters in Iceland. Geochimica et Cosmochimica Acta. 59 (20): 4125-4146.

CARRASCO, A. Y MARTIN, G. (1988). Hidrogeología de los acuíferos del valle del Andarax (Almería). TIAC'88, II:37-67 Almuñecar (Granada).

ELLIS, A.J. Y MAHON, W.A. (1977). Chemistry and Geothermal Systems. Academic Press.

FERNANDEZ ORDOÑO, E. (1990). Capacidad de uso de los suelos en el Bajo Andarax (Almería). Tesis Doctoral. Univ. Granada. 195 pp.

FREDERICKSON, A.F. Y REYNOLDS, R.C. (1960). Geochemical method for determining paleosalinity. Clay and Clay minerals, Proc. 8th Natl Conf.: 265-280.

GIMÉNEZ, E. (1994). Caracterización hidrogeoquímica de los procesos salinización en el acuífero detrítico costero de la Plana de Castellón. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 389 p.

GIMÉNEZ, E. Y MORELL, I. (1991). Consideraciones sobre la utilización de iones minoritarios en la caracterización de la intrusión marina. III SIAGA. I: 401-412.

GIMÉNEZ, E Y MORELL, I (1992). El boro como indicador de contaminación en la Plana de Castellón. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. XVI: 285-292.

IGME-IRYDA (1977). Estudio hidrogelógico de la Cuenca Sur-Almería. Informe Técnico nº IV. Plan Nacional de Investigación de Aguas subterráneas. 7 vol.

MARÍN, A. (1991) Algunos hechos e hipótesis acerca del contenido en boro en aguas de los acuíferos subterráneos del medio y Bajo Andarax (Almería, España). Actas del III congreso de Geoquímica. Vol. II: 662-675. Soria.

MARTÍNEZ RAYA, A. (1986). Estudio sobre el contenido en boro en aguas de riego de la cuenca baja del Andarax. El agua en Andalucía. II:125-134. Granada.

ORELLANA, E. (1972). Prospección geoeléctrica en corriente continua. Ed. Paraninfo. 523 p.

PÉREZ, J. Y VALVERDÚ, A. (1995). Reutilización de aguas residuales de la ciudad de Almería en los regadíos del Bajo Andarax. II Seminario "El Agua presente y futuro: gestión y uso de los recursos hídricos" Instituto de Estudios Almerienses. Inédito.

PULIDO BOSCH, A.; SÁNCHEZ MARTOS, F.; NAVARRETE, F. Y MARTÍNEZ VIDAL, J.L. (1991). Caracterization of the overexploitation in the Middle and Lower Basins of the river Andarax (Almería Spain). Actas XXIII Congress IAH. I: 563-569.

PULIDO BOSCH, A.; SÁNCHEZ MARTOS, F.; PADILLA BENÍTEZ, A.; MARTÍNEZ VIDAL, J.L.; NAVARRETE LÓPEZ-CÓZAR, F. Y PÉREZ PARRA, J. (1992). Influencia de la rambla de Tabernas en la calidad del agua subterránea del Bajo Andarax (Almería).Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Vol. XVI:89-101. Alicante.

PULIDO BOSCH, A.; SÁNCHEZ MARTOS, F.; NAVARRETE, F. MARTÍNEZ VIDAL, J.L. Y PÉREZ PARRA, J (1994). Consideraciones sobre la contaminación de las aguas subterráneas en el Bajo Andarax (Almería). Congreso "Análisis de la evolución y contaminación de las aguas subterráneas". II: 179-196.

SÁNCHEZ MARTOS, F. (1997) Estudio hidrogeoquímico del Bajo Andarax (Almería). Tesis Doctoral Univ. de Granada. 290 p.

SÁNCHEZ MARTOS, F.; PULIDO BOSCH, A. Y NAVARRETE LÓPEZ-CÓZAR, F. (1996). Identificación de procesos hidrogeoquímicos en los acuíferos del Bajo Andarax (Almería). IV SIAGA. II: 179-190.

VENGOSH, A.; CHIVAS, A.R.; MCCULLOCH, M (1991). Boron isotope geochemistry of Australian salt Lakes. Geochim. et Cosm. Acta.Vol 55:2591-2666.

EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA EL ABASTECIMIENTO RURAL EN LOS PAÍSES DE ÁFRICA SUBSAHARIANA

TORRES MARTÍNEZ, Antonio J.*

(*) Consejero de la D.G. de Desarrollo de la Comisión Europea en Guinea Bissau
Rue de la Loi, 200. 1049 BRUSELAS - BÉLGICA

RESUMEN

El presente artículo describe las fuentes de contaminación de los sondeos para el abastecimiento rural de agua potable en el África subsahariana. Se exponen las medidas para potabilizar las aguas subterráneas y su coste, analizando cuáles son abordables teniendo en cuenta las características económicas y socio-culturales de la población. En conclusión, se ofrecen algunas recomendaciones para mejorar la calidad del agua conservando la sostenibilidad del abastecimiento.

Palabras Clave: *Desarrollo, hidráulica rural, contaminación.*

I. INTRODUCCIÓN

El abastecimiento rural de agua potable en los países del África subsahariana se efectúa generalmente mediante la realización de sondeos y la instalación de bombas manuales. La necesidad de suministrar agua potable a bajo coste ha conducido a la realización de importantes programas de hidráulica rural a partir de los años 70. Estos programas, cuyos objetivos fundamentales han sido el suministro de agua potable allá donde no existía y, ya en los años 80, la sostenibilidad de las inversiones, han dejado en un segundo plano los aspectos sanitarios y de calidad del agua. Al aumentarse las dotaciones y resolverse parcialmente el problema del abastecimiento en términos cuantitativos, los organismos de ayuda al desarrollo y, en menor medida, las administraciones de los citados países han tomado conciencia de que, aunque las enfermedades de origen hídrico han disminuido, sus tasas de prevalencia continuan siendo elevadas y es necesario realizar un esfuerzo para mejorar mucho más la calidad del agua U.S. AID (1993).

II. LAS FUENTES DE CONTAMINACIÓN

Los análisis físico-químicos y bacteriológicos, que suelen realizarse durante los proyectos de hidráulica rural y sus evaluaciones ex-post, revelan unas tasas de contaminación elevadas para los estándares del mundo desarrollado. A título de ejemplo, cuatro campañas de análisis bacteriológicos del agua suministrada por bombas manuales en Burkina Faso y en Guinea Bissau arrojaron un porcentaje de sondeos con agua potable comprendido entre 25 y 43 %. La contaminación bacteriológica por coliformes fecales varió entre 31 y 56 %, por coliformes totales entre 56 y 73 % y por estreptococos fecales, entre 50 y 69 %. MINISTÈRE DE L'EAU (1993, 1995), FED (1996).

Los análisis físico-químicos realizados durante los anteriores proyectos muestran unas concentraciones de nitratos superiores a la norma recomendada (50 mg/l) para el 5 % de los sondeos en Burkina Faso y el 12 % en Guinea Bissau. En algunas regiones, el 30 % de los sondeos registra concentraciones en hierro superiores a 1 mg/l (el máximo fijado por la OMS es 0,2 mg/l).

II.1 Contaminación de origen químico

En gran parte de África occidental y central, los sondeos buscan captar las aguas subterráneas de los estratos de rocas ígneas alteradas (lateritas) y fisuradas, a profundidades que oscilan entre los 30 y los 60 metros. Estas aguas están en general poco mineralizadas y tienen una buena calidad química. Sin embargo, ciertos factores ligados a las actividades humanas pueden comprometer la calidad química del agua al producir sustancias tóxicas. En el medio rural africano las únicas sustancias tóxicas con este origen que aparecen de forma significativa son los nitratos y los nitritos. Las causas de su presencia son las siguientes :

a) Proximidad de las viviendas al sondeo. Los sondeos suelen implantarse con criterios técnicos y sociales. La fotografía aérea, el reconocimiento geológico y las prospecciones geofísicas proporcionan los criterios técnicos que permiten seleccionar las posibles implantaciones en las cercanías de la aldea. Los equipos de animación rural explican a la población las diferentes alternativas, y ella decide democráticamente la implantación en función de sus propios criterios. La proximidad del sondeo a las viviendas es un criterio decisivo, así como su utilización por el ganado, el respeto de lugares sagrados, etc. Por lo tanto, el sondeo está expuesto a menudo a la contaminación de origen doméstico. En el medio rural africano el único sistema de saneamiento que existe es la letrina con pozo ciego artesanal, casi siempre muy pequeño y excavado en tierra, sin revestir. Las aguas contaminadas se infiltran a pocos metros del sondeo en el estrato superior de alteración de la laterita, si éste no tiene la suficiente capacidad depuradora llegan hasta el estrato rocoso y, por sus fisuras, a la captación del sondeo. La contaminación aparece en el sondeo nuevo, después de realizar el ensayo de bombeo.

b) Otras fuentes de contaminación preexistentes. Otras fuentes de filtración de aguas contaminadas hacia el sondeo son los vertidos anárquicos de basuras, los cementerios (se da sepultura a los cuerpos en la tierra envueltos simplemente con un saco), las deyecciones de los animales en los corrales de las chozas y en divagación, las pequeñas huertas próximas a las viviendas, etc.

c) Contaminación inducida por la fuente. La comunidad rural suele solicitar un abrevadero para su ganado, que se construye a pocos metros del sondeo, haciéndose llegar el agua por una pequeña conducción. La presencia de animales convierte las proximidades del abrevadero en un barrizal, con proliferación de insectos (entre los cuales destacan los mosquitos anopheles) y suciedad manifiesta. La infiltración de estas aguas puede contaminar la captación del sondeo. Algunos proyectos cometen el error de construir letrinas tradicionales cerca de la fuente, con lo que facilitan la contaminación.

El hierro no se considera sustancia contaminante, puesto que no presenta peligro para la salud de la población, pero las encuestas de terreno han mostrado que contenidos superiores a 3 mg/l conllevan un sabor y olor demasiado fuerte, y la población rechaza el agua del sondeo para ir a buscarla a las fuentes tradicionales, que están sistemáticamente contaminadas. En las zonas en donde aparece este fenómeno, se debe adoptar medidas para reducir el contenido en hierro, que se indican más adelante en el apartado III.1.

II.2 Contaminación de origen bacteriológico

Las alteritas arenosas y arcillosas que cubren el estrato laterítico de captación ofrecen una buena protección bacteriológica. La contaminación del sondeo se produce por entrada casi-directa del agua contaminada. Las causas de la contaminación se sitúan en la deficiente realización y/o conservación de la obra y en la utilización posterior del agua. Al contrario que la presencia excesiva de nitratos o hierro, las bacterias casi nunca aparecen en las muestras tomadas al realizar el sondeo; lo hacen posteriormente, al funcionar la bomba manual.

a) Infiltración en la proximidad de la fuente. La falta de higiene de la fuente provoca la contaminación del agua que es bombeada y se vierte sin ser utilizada. Este agua puede infiltrarse por la junta de la base de la bomba manual con la losa de hormigón de la fuente, si no es estanca, o por las fisuras de la losa. Así, va a parar directamente al sondeo por su extremo superior, sobre todo si el tubo fue cortado varios centímetros por debajo de la superficie de la losa, como suele hacerse para facilitar la instalación de algunos tipos de bombas.

b) El tipo de bomba. Se trata de un factor polémico, porque los fabricantes implicados se niegan a reconocer que sus bombas permiten la contaminación del agua. Las bombas más problemáticas son las que funcionan con circuito hidráulico de transmisión, por oposición a las bombas de transmisión mecánica. El circuito transmite la presión ejercida por un pedal o manivela a un diafragma que se expande para expulsar el agua en el circuito de bombeo. En estas bombas el circuito de transmisión suele contaminarse al estar en contacto con el pedal o la manivela sucios. Por otra parte, el circuito se desceba con frecuencia, y el cebado se realiza con agua no potable. Este circuito no es perfectamente estanco, ya que en su parte superior tiene una válvula de purga, que expulsa a cada bombeo aire y agua. Este agua contaminada va a parar al sondeo, que se contamina a su vez. Además, el funcionamiento de la bomba implica el desgaste de válvulas y juntas, que dejan de ser estancas y facilitan la entrada de agua contaminada en el sondeo. Un buen mantenimiento de la bomba es necesario para limitar este riesgo.

Un estudio efectuado en Burkina Faso sobre 465 bombas de este tipo ha podido demostrar estadísticamente la importancia del fenomeno MINISTÈRE DE L'EAU (1995). De cada 100 bombas, 96 se desceban y 72 registran polución bacteriológica, 53 de las cuales contienen más de 100 coliformes y estreptococos fecales por litro. Los resultados de los análisis efectuados en Burkina Faso citados en II corresponden a esta clase de bombas; el porcentaje de sondeos contaminados baja para otros tipos.

c) La suciedad de los recipientes y el almacenaje del agua. Se trata, sin lugar a dudas, del factor más importante de contaminación. Si se puede estimar que alrededor del 70 % de las bombas instaladas recientemente suministra agua potable a la salida de la fuente, la casi totalidad del agua que es transportada a las viviendas y almacenada presenta contaminación bacteriológica. La suciedad de la boca de la bomba, de los recipientes de recogida y de almacenaje en las viviendas, la ausencia frecuente de tapaderas y la falta de higiene son los principales responsables. I.R.C. (1994).

III. LA POTABILIZACIÓN Y SU COSTE

III.1 Contaminación por nitratos y nitritos. Desferrización

Teniendo en cuenta las causas citadas anteriormente, en pocos casos se podrá adoptar medidas que disminuyan la concentración de nitratos en el agua de un sondeo ya existente. Es necesario sensibilizar a la población para que elimine las causas más evidentes : basureros, letrinas comunitarias, etc. Sin embargo, eliminar el abrevadero de la fuente o los corrales en las viviendas chocará con la oposición frontal de la aldea, así como modificar sus hábitos funerarios y ciertas prácticas domésticas poco higiénicas. WORLD BANK (1985).

Todos los sondeos citados en el apartado II con más de 100 mg/l están en explotación, lo cual demuestra que para la aldea y para la administración africana lo esencial es el suministro de agua y su calidad es secundaria. En efecto, el cierre de la bomba tendría como consecuencia directa un aumento de la mortalidad por enfermedades hídricas, al volver los habitantes al suministro tradicional (lagunas, charcas, pozos artesanos, ...). Por otra parte, los efectos de la intoxicación por nitratos no han sido observados en los pueblos afectados. Cerrar la bomba no es pues una alternativa razonable. Si después de tomar las medidas que son posibles la concentración de nitratos o nitritos permanece superior a las normas puede intentarse realizar otro sondeo (si hay fondos disponibles y la implantación es factible) y dejar el antiguo para usos no consuntivos. El coste para la comunidad en este caso es elevado (ver III.3). En caso contrario, la administración debe explicar el problema a la población, la cual ha de intentar aprovisionar de otra forma a las personas más afectadas (mujeres embarazadas y bebés), por ejemplo con barricas desde otro pueblo (común en África rural).

En la implantación de nuevos sondeos hay que procurar llegar a un compromiso con la aldea para alejar suficientemente el sondeo de las viviendas, sin poner en riesgo su utilización futura.

En cuanto a la desferrización, entendida como la solución a un problema de contaminación "natural", puede realizarse con dispositivos relativamente simples que, por aireación, provocan la

oxidación del hierro disuelto y aseguran posteriormente su decantación. El más adaptado consiste en elevar la bomba y construir un dispositivo de placas perforadas situadas en cascada, que favorece la aireación y termina en un decantador con dos compartimentos, en el segundo de los cuales se suministra el agua. El problema es que el coste medio de esta instalación es elevado, del orden de 300.000 PTA (ver III.3).

III.2 Contaminación bacteriológica

Puede intervenirse a nivel de las tres causas citadas anteriormente:

a) Infiltración en la proximidad de la fuente. Es fundamental prestar una atención particular a la calidad de la obra de la fuente. En muchas ocasiones se considera un problema menor frente al sondeo, y se descuida su ejecución. La junta de la base de la bomba debe ser ejecutada cuidadosamente para evitar la infiltración. La losa de hormigón ha de ser suficientemente amplia, con pendiente para el drenaje y estar exenta de toda fisuración. El tubo del sondeo debe cortarse por encima de la superficie de la losa. Como se ve, la solución de este problema es relativamente simple y poco costosa, basta con ser exigente en el momento de controlar las obras y no recibir ninguna instalación mínimamente defectuosa. Es preciso, en este sentido, sensibilizar mucho más a los técnicos de las administraciones africanas de hidráulica rural. El problema de la corrupción también influye, pues dichos técnicos, que suelen estar mal remunerados, son pagados en ocasiones por las empresas constructoras a cambio de ser poco exigentes en la vigilancia y recepción de las obras.

b) El tipo de bomba. La solución del problema parece simple : basta con escoger una bomba que no presente riesgo de contaminación del sondeo. Esta elección implica un sobrecoste muy pequeño. Una bomba que funciona con circuito hidráulico de transmisión cuesta alrededor de 175.000 PTA instalada a 30 metros, mientras que una buena bomba de transmisión mecánica instalada a la misma profundidad cuesta alrededor de 225.000 PTA. La diferencia entre ambas representa solamente el 2,3 % del coste total de la obra (ver apartado III.3), que es insignificante. Además, los costes de mantenimiento de ambos tipos de bomba son muy parecidos. La realidad es más complicada. Los fabricantes de las bombas que presentan este problema niegan toda responsabilidad, y presionan a las administraciones públicas para que la elección de las bombas se realice únicamente con criterios financieros. Suelen tener éxito, apoyados por las misiones diplomáticas de sus países y por ciertos altos funcionarios que les son especialmente favorables.

c) La suciedad de los recipientes y el almacenaje del agua. La única solución a este importante problema es la formación sanitaria de las poblaciones rurales. El coste no es el factor principal de la solución, aunque hay que financiar las actividades de sensibilización con equipos de animadores competentes, de preferencia de la misma etnia. La experiencia muestra que es un trabajo de muy larga duración, el mensaje cala lentamente, pues las costumbres poco higiénicas están muy arraigadas. Probablemente se obtendrán resultados concluyentes después de un esfuerzo sostenido durante al menos una generación. G.T.Z. (1989).

Si las causas a) o b) no se eliminan, lo cual no es un problema económico como acabamos de ver, hay que recurrir a la cloración del sondeo. El coste medio de la desinfección de un sondeo es

de 18.000 PTA, aunque si el agua se contamina después al transportarla y almacenarla resulta una medida poco efectiva.

III.3 Cuantificación y criterios de decisión

El siguiente cuadro muestra los costes medios de inversión, de amortización y de conservación de las bombas manuales comparados con los costes de potabilización (vida útil : 20 años).

Coste medio de un sondeo con bomba manual (ptas)				Costes anuales			
Realización del sondeo	Instalación de la bomba	Sensibilización y asistencia técnica	TOTAL	Amortización	Mantenimiento	Cloración	Desferrización
1.150.000	210.000	770.000	2.130.000	68.000	10.000	18.000	20.000

Las políticas hidráulicas en estos países determinan como objetivo, por término medio, la construcción de un punto de agua potable en medio rural por cada 300 habitantes. Considerando un tamaño de familia medio de 8 personas, el presupuesto familiar para la amortización y el mantenimiento de la instalación es de 2.000 PTA/año. Aunque la renta de estas familias es muy baja, se puede considerar que es una cantidad aceptable que los beneficiarios están dispuestos a pagar, siempre y cuando la organización para alimentar la cuenta de ahorro "comité de punto de agua" funcione y esté bien supervisada por la administración. La cloración anual añade un coste de 480 PTA/año, que se puede reducir a 350 PTA/año si la administración organiza las campañas de cloración para reducir los costes de desplazamiento; y la desferrización de 500 PTA/año. Son costes relativamente elevados que sólo podrán ser financiados por las familias si son plenamente conscientes de su importancia. La eliminación de nitratos, si requiere construir otro punto de agua y mantener el antiguo para otros usos, doblará el presupuesto familiar a 4.000 PTA/año, importe que parece difícilmente aceptable con el nivel de renta rural actual.

El coste de las campañas de sensibilización, que han de ser permanentes, debe ser financiado por los usuarios, ya que los presupuestos nacionales, sometidos al yugo del ajuste estructural, no parece que puedan cubrir estas actividades a medio y largo plazo. La forma de financiación más lógica es el pago de tasas a las administraciones regionales de hidráulica, que serían las responsables de la formación, organización, gestión y seguimiento de los equipos de sensibilización, en colaboración con la administración sanitaria o, en su caso, con ONGs especializadas. La experiencia muestra que un animador competente, equipado de una motocicleta, puede ocuparse de 50 aldeas concentradas geográficamente. De este modo, aplicando los costes medios de personal, desplazamiento, administración, etc., la repercusión en forma de tasas ascendería a 300 PTA/familia/año. Este coste es inferior a los costes de potabilización y podría ser asumido por la población, que pagaría en tasas el 15 % de su presupuesto anual para el punto de agua potable y a cambio recibiría la concesión del mismo y un servicio de seguimiento y formación, que le ayudaría también a gestionarlo. Los resultados de este sistema sobre la calidad del agua consumida, teniendo en cuenta las medidas que se acaban de citar en III.1 y III.2, pueden ser incomparablemente mejores. No obstante, no se puede ignorar las graves dificultades que las administraciones africanas han tenido hasta ahora para mantener estos servicios con una mínima calidad y de forma sostenible, sin ayuda exterior.

IV. CONCLUSIÓN

Para mejorar la calidad del agua consumida por las poblaciones rurales, las acciones que tienen mayor impacto y que son económica y socialmente más rentables son las campañas permanentes de sensibilización sanitaria, puesto que atacan directamente a las causas más importantes de contaminación del agua, ya sea de origen químico o bacteriológico. Otras precauciones, como la calidad de la construcción de la fuente, su localización y el tipo de bomba escogido, tienen un coste muy bajo o nulo y un efecto notable sobre la protección de la calidad del agua del sondeo.

Las medidas de potabilización como la cloración o la desferrización tienen un coste relativamente elevado, en ocasiones difícilmente soportable por la población. Su eficacia para garantizar la potabilidad del agua consumida es menor, ya que no inciden sobre las causas reales de la contaminación, que son, en su mayor parte, culturales y sociológicas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

WATER AND SANITATION FOR HEALTH (WASH U.S. AID) (1993). Leçons retenues en matière d'eau, d'assainissement et de santé. Arlington, Washinghton. pp. 91 - 114

MINISTÈRE DE L'EAU (1993). Projet Renforcement de la Diréction des Êtudes et de la Planification du Ministère de l'Eau (Coop. Hollandaise) - BURKINA FASO. Rapport d'enquête sur la qualité des eaux.

MINISTÈRE DE L'EAU (1995). Etude d'évaluation des projets d'hydraulique rurale fínancés par le Fondo Europeo de Desarrollo dans les provinces de Sourou, Yatenga et Passoré (1.982 - 1.995) - BURKINA FASO. Belgroma. Rapport final.

FONDO EUROPEO DEL DESARROLLO (1996). Programa de Desenvolvimento Rural de Leste - GUINE-BISSAU. Relatório final de actividades.

I.R.C. (1994). The way to mix hygiene education with water supply and sanitation. La Haye, IRC Doc. nº 29. 171 pp.

WORLD BANK (1985). Information and training for low-cost water supply and sanitation. Parts 3.1 and 3.2. Washington DC. USA. World Bank.

GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZÜSAMMENARBEIT (G.T.Z.) (1989). Tools for integrating community participation and hygiene education into water and sanitation projects. CPHE series, nº 3. Eschborn. Germany.

RESUMEN DEL TEMA 4:VULNERABILIDAD Y PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

LOASO VIERBÜCHER, Carlos* (Autor de la síntesis) y
LÓPEZ-CAMACHO CAMACHO, Bernardo (Moderador)**

(*) Junta d'Aigües de Catalunya. Àngel, 6, 1er. 43500 TORTOSA (TARRAGONA)
(**) Jefe Departamento Aguas Subterráneas. Canal de Isabel II
Santa Engracia, 125. 28003 MADRID

Resumen de las ponencias introductorias sobre la vulnerabilidad y protección de acuíferos en España a cargo de D. Manuel Varela Sánchez (DGOHYCA, MIMAM), con la visión desde la administración, y de D. Ramón Llamas Madurga (Universidad Complutense de Madrid) con la visión desde el campo de la investigación.

ADMINISTRACIÓN

El ponente estructuró su exposición en dos temas:

- Programa de acción comunitario sobre aguas subterráneas. Líneas de mayor interés.
- Mapas e índices de vulnerabilidad.

Tras exponer los principios del Programa de acción comunitario, garantía de explotación y protección de las aguas, enumeró las líneas de actuación propuestas en el estudio del "Estado actual de la calidad y contaminación de las unidades hidrogeológicas. Propuestas de protección" DGOHCA (MIMAM) 12/96:

- Principios de gestión y planificación, desglosando los objetivos, contenidos y administraciones responsables en la actualización del inventario de recursos subterráneos (línea 1).
- Extracción de agua subterránea (línea 2).
- Fuentes difusas de contaminación (línea 3).
- Control de la contaminación procedente de fuentes puntuales (línea 4)

Continuó con la exposición de los objetivos de la Directiva Marco donde destacó los referentes al marco de protección para alcanzar un buen estado de todas las aguas (cuantitativo, químico y ecológico), los programas de medida y redes de control, y la caracterización de los acuíferos. En

este último apartado especificó como objetivos la identificación del uso del agua y la evaluación de riesgos (contaminación – sobreexplotación), y como información requerida los límites del acuífero, las zonas de recarga, la extracción, las fuentes de contaminación y la relación con humedales.

En el segundo tema, mapas e índices de vulnerabilidad, expuso criterios de zonación geográfica, valorando índices (DRASTIC, GOD y sistemas de ponderación), describiendo a continuación los factores de vulnerabilidad intrínseca relacionados con el suelo vegetal, las características de la zona no saturada, la profundidad del agua, y la litología y permeabilidad de la zona saturada.

INVESTIGACIÓN

Cuatro fueron los aspectos más importantes que sobre la protección de acuíferos en España destacó el ponente:

Marco legal: Consideró suficiente la transposición de las Directivas Europeas indicando que no son necesarias nuevas leyes ya que, como ejemplo, la Ley 29/1985, de aguas aún está por estrenar, mientras que el "programa de acción comunitario para la protección y la gestión integradas de las aguas subterráneas" (DO nº C355) tiene ya dos años desde su publicación.

Concienciación social: Considerada por el ponente como una de las claves para la protección de los acuíferos, su nivel está muy lejos del necesario. Como ejemplo citó que en Canadá el desarrollo de la hidrogeología había sido posible, en buena parte, por la exigencia de la Justicia frente a las reclamaciones de los usuarios. En contraposición, en España los procesos penales son escasísimos y además paralizan el proceso administrativo.

Falta de medios humanos: La extendida convicción entre los responsables de la Administración de que el agua subterránea es un recurso invisible, ha propiciado tradicionalmente que tanto los recursos humanos, su formación y especialización en hidrogeología, y los medios materiales sean también invisibles.

En referencia el citado estudio de la DGOHYCA (MIMAM 12/96), insistió en que el éxito de su aplicación dependerá en buena medida de que las administraciones responsables se doten del personal técnico y medios necesarios.

Perímetros de protección: Mientras que en Francia los perímetros de protección están legislados desde hace unos 50 años, en España no existe apenas ninguno, exceptuando los de aguas minero-medicinales. Respecto a los mapas de vulnerabilidad, indicó que es muy necesario hacerlos y utilizarlos como elemento de decisión, recordando como ejemplo que los problemas de contaminación por gasolineras son más graves que lo ocurrido en Aznalcóllar.

Finalizadas las ponencias se dio turno a la presentación de las comunicaciones de la sesión nº 4. Seguidamente se abrió el turno de debate del que se recoge a continuación un resumen de las intervenciones agrupándolas por ponentes:

Cuestiones planteadas al *Sr. Varela*

Sr. Ferret: Al respecto del sellado de pozos, ¿cual es la situación es España, registro o inventario, y normativa?

Respuesta: *No existe inventario y respecto a normativa se recurre al art. 180. 2e del RDPH.*

El Sr. Ferret indica que en Cataluña si existe normativa, local para el Delta del Llobregat, y que la CUAS del mismo nombre ha llevado a cabo en los último 10 años el sellado de 35 pozos.

Sra. Herráez: Cuestiona la utilidad real de los mapas de vulnerabilidad, de características tan complejas, sin disponer previamente de los mapas hidrogeológicos a escala 1:50.000, preguntándose si no serán utilizados de forma incorrecta al igual que ha sucedido con los mapas de orientación al vertido.

Respuesta: *No se debe pasar de la nada a algo muy sofisticado, y por esto no estamos muy satisfechos*

Sr.Ballesteros: Propuesta para el establecimiento de "mapas de riesgo" a partir de un factor de riesgo que está en función básicamente de dos conceptos:
Probabilidad de que se produzca un fenómeno contaminante
Riesgo o peligrosidad que ocasionaría al suceder tal contaminación

Respuesta: *Lo importante es la definición de lo que creemos es el "riesgo"*

Cuestiones planteadas al Sr. Llamas

Sr. Benllime: Planteó cuestiones como:
Inversiones en tratamiento de aguas para el cumplimiento de la Directiva 91/271
Papel de los Ayuntamientos en el control de los vertidos industriales, indicando que su control no corresponde en su mayor parte a las Confederaciones Hidrográficas, cuya responsabilidad es la vigilancia de la calidad, pero no de los programas de prevención y buen uso del suelo.
Necesidad de que la vía administrativa sancionadora sea más eficaz, y dificultad en establecer la relación causa-efecto en los vertidos al subsuelo.

Respuesta: *Una cosa es construir plantas depuradoras y otra bien diferente es mantener los ríos limpios. La Directiva 91/271 poco tiene que ver con estas Jornadas.*
Las garantes de la calidad son las Confederaciones Hidrográficas. Por supuesto la vía administrativa sancionadora sería más efectiva, pero debe recordarse que de los aproximadamente 300.000 vertidos inventariados menos del 10% tenían concesión o la habían iniciado.

Sr. Aragonés: Expresó su malestar por la presión que sufren los funcionarios que desarrollan su trabajo en las Comisarias de Aguas y el temor a sentarse en un banquillo para servir de ejemplo. ¿Qué sector profesional puede trabajar seriamente bajo esta amenaza?.

Respuesta: *No es necesaria ni justa esta presión, pero la negligencia, desconocimiento y falta de medios en las Confederaciones Hidrográficas es muy notable. Sirva como ejemplo el que en*

2 años tan solo ha habido 2 plazas para funcionarios hidrogeólogos. Se debe colaborar con las Fiscalías en lugar de sentirse amenazado.

Cuestión planteada a ambos ponentes

Sr. Samper: Medidas y estrategias para abordar los problemas de contaminación por vertederos y depósitos enterrados, y que por falta de control se tiene un perfecto desconocimiento.

Respuesta: *Su solución esta en la reglamentación y programa expuesto en el texto referido de la DGOHCA (MIMAM) 12/96. (Sr. Varela).*

Respuesta: *No hay percepción social de los temas de contaminación y por lo tanto en estos temas es difícil que se llegue a aplicar más del 1-2% del presupuesto del MIMAM. (Sr. Llamas).*

MESA REDONDA N.2: VULNERABILIDAD, PROTECCIÓN Y GESTIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

FOSTER, Stephen[1]

(*) British Geological Survey. Hydrogeology Group. Mc Lean Building. Crowmarsh Gifford. Wallingford. Oxfordshire OX108BB (UNITED KINGDOM)

PLANTEAMIENTO GENERAL

Existe una íntima, pero compleja, interacción entre el uso del suelo y la calidad del agua que recarga los acuíferos. Por ello, es necesario incorporar las aguas subterráneas en la planificación del territorio para auspiciar la protección de la calidad de las aguas subterráneas.

Para alcanzar este objetivo de protección es necesario transmitir de forma clara este mensaje a la sociedad, siendo para ello necesario introducir simplificaciones en la interpretación hidrogeológica. Es preciso elaborar mapas orientativos fáciles de utilizar (con un número relativamente pequeño de zonas) y tablas que recojan el tipo de actividades permisibles en cada zona para cada tipo de planificación.

Hay que encontrar un balance realista entre la protección del conjunto de los recursos hídricos de un acuífero (en base a mapas de vulnerabilidad) y la protección de fuentes puntuales de suministro (manantiales, pozos y/o grupos de pozos) en base a perímetros de protección.

Este enfoque debe entenderse como un paso previo y complementario a la evaluación del riesgo de *contaminación utilizando un modelo que considere primeramente la fuente de contaminación*, a continuación el *medio transmisor* y finalmente el *receptor* (la fuente de suministro de agua subterránea)

(1) Traducción de J. Samper

Este resumen sólo contiene algunas de las ideas expresadas por el autor, una descripción más detallada puede encontrarse en el texto de la Conferencia Inaugural, que se recoge en las Actas de estas Jornadas.

MAPAS DE VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN

A efectos de evaluar la capacidad natural de protección de los acuíferos, es científicamente válido y económicamente viable ser cauto a la hora de considerar la capacidad atenuante de la zona no saturada y de niveles semiconfinantes existentes encima de los acuíferos. Sus propiedades de atenuación pueden ser clasificadas en términos de vulnerabilidad relativa del acuífero subyacente a la contaminación.

Aunque el término "vulnerabilidad integrada" no se puede establecer de una forma científicamente rigurosa, puede ser un concepto útil para la comunicación interdisciplinar siempre que se defina de una forma cuidadosa.

PERÍMETROS DE PROTECCIÓN

A efectos de definir el perímetro de protección de una captación, la primera consideración es la definición de la zona saturada media de captura y de la zona de protección microbiológica basada en la isocrona horizontal correspondiente a los 50 días de tiempo de tránsito.

El concepto de perímetro de protección es de gran utilidad ya que es fácil de entender por parte de los entes gestores y planificadores. Sin embargo, tiene importantes limitaciones, especialmente en zonas hidrogeológicamente complejas con explotaciones intensas y variables.

El establecimiento reglamentario de perímetros de protección tiene la ventaja de que es un concepto fácil de ser entendido y aceptado por la administración y la opinión pública. Sin embargo, puede ser inadecuado y poco realista en circunstancias de demandas muy variables en el tiempo y en situaciones en las que sea factible una mejora sustancial del conocimiento hidrogeológico.

IMPLEMENTACIÓN PRÁCTICA

La combinación de mapas de vulnerabilidad junto con los perímetros de protección proporciona un input creíble y defendible para la planificación de los usos del territorio y un marco lógico para la evaluación y minimización de los riesgos. Además constituyen herramientas muy útiles para los organismos encargados de la planificación y reglamentación a la hora de establecer prioridades entre diversas alternativas y pueden contribuir a transmitir a la opinión pública la necesidad de proteger las aguas subterráneas.

Sin embargo, existen serios obstáculos para la implementación de estas medidas de protección:

- El tratamiento de los aspectos técnicos, legales y económicos de los episodios históricos de contaminación. Sólo se deberían abordar en los casos en los que se pudiese demostrar la existencia de un riesgo importante para las fuentes de suministro o para al medio ambiente acuático.

- Cambios efectivos en los esquemas agrícolas, en contraposición a la mejora de las prácticas agrícolas, especialmente en zonas con agricultura intensiva de monocultivo.

- El inadecuado conocimiento sobre los mecanismos de transporte y persistencia de ciertos contaminantes en ciertos tipos de suelos y acuíferos que se traduce en una gran incertidumbre en la definición de mapas de vulnerabilidad y perímetros de protección.

Los detalles de la implementación in situ de las medidas de protección de las aguas subterráneas necesariamente dependerán en gran medida de las condiciones hidrogeológicas y socioeconómicas de cada zona. Serán esenciales las medidas encaminadas a favorecer la concienciación y la participación colectiva. Algunas posibles medidas podrían ser:

- Establecer grupos y/o comunidades de carácter local, con apoyo y/o iniciativa municipal, que pueden ser muy efectivos para alcanzar el necesario consenso
- El apoyo económico y operativo de los usuarios del agua debe ser un complemento esencial a los esfuerzos de los organismos gestores.
- El establecimiento de foros regionales y/o nacionales en los que intervengan representantes de todos los sectores implicados en las aguas subterráneas puede ser útil para introducir mejoras en las medidas de protección, crear condiciones más favorables para su implementación y para potenciar la investigación que redunde en una reducción de la incertidumbre hidrogeológica.

Es necesaria una gran cautela en las relaciones con los medios de comunicación para evitar que se generen situaciones de alarma en los usuarios del agua, en la opinión pública y en sus representantes democráticos frente a las amenazas de contaminación de las aguas subterráneas. Estas situaciones de alarma tienden a provocar que las inversiones se dirijan a políticas de tratamiento del agua de abastecimiento y/o a la adquisición de agua envasada para el consumo, redundando en un mayor gasto total en agua y una menor inversión en la protección de los acuíferos.

MESA REDONDA N.2: VULNERABILIDAD, PROTECCIÓN Y GESTIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

CONSIDERACIONES ACERCA DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR ACTIVIDADES INDUSTRIALES

NIÑEROLA PLÀ, Segismundo*,**

(*) Jefe de Área. C.G.S., Compañía General de Sondeos, S.A.
Corazón de María, 15. 28002 MADRID
(**) Profesor Asociado de la Universidad de Alcalá de Henares
Ctra. NII, Km 33.600. 28871 ALCALÁ DE HENARES (MADRID)

RESUMEN

Se exponen unas consideraciones relativas a la contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales, las peculiaridades para su investigación y el establecimiento de redes para el control de su evolución, sus consecuencias y problemas. Se comenta la situación actual en España, así como los programas y planes aprobados, junto con algunos aspectos de la legislación, especialmente desde la perspectiva de suelos contaminados y la nueva propuesta de Directiva Marco para la política de las aguas de la Unión Europea. Por último se comentan brevemente algunos aspectos del accidente de la balsa de residuos de las minas de Aznalcóllar.

Palabras clave: *Aguas subterráneas, contaminación, control, industria, redes, riesgos, suelos.*

1. INTRODUCCION

Las contaminaciones de las aguas subterráneas por productos industriales, manufacturados y materias primas y energéticos ocurren con mucha frecuencia debido a los usos masivos de estas sustancias y son consecuencia de causas diversas: escapes, vertidos, accidentes, operaciones inadecuadas, lixiviados de acumulaciones de residuos, lluvias sobre recintos industriales, etc.

Normalmente las sustancias involucradas en cada episodio suelen ser pocas. Frecuentemente son:

- Derivados del petróleo
- Disolventes industriales
- Biocidas
- Metales pesados y otros compuestos inorgánicos

Los casos más frecuentes tienen lugar en acuíferos libres, someros, con niveles de agua próximos a la superficie, aluviales y otros, aunque también se encuentra contaminación en otros tipos de acuíferos, incluso confinados y semiconfinados.

2. PECULIARIDADES DE LA INVESTIGACION. REDES DE VIGILANCIA Y CONTROL

La metodología de investigación depende de las sustancias involucradas y del medio físico: suelo, zona no saturada y acuíferos. Cada emplazamiento y cada contaminación representan un problema particular y específico.

El investigar, controlar y resolver los problemas de contaminación de aguas subterráneas, y el conocer el comportamiento de los contaminantes en el subsuelo, requiere el adquirir conocimientos suficientes de:

- La fuente de contaminación, su naturaleza, características y permanencia.
- Los contaminantes: identificación, naturaleza, tipología, volúmenes, concentraciones y características que influyen en su comportamiento (solubilidad, miscibilidad, densidad, viscosidad y volatilidad).
- El suelo, zona no saturada y acuíferos, en los que tienen lugar:
  - Transformaciones profundas en los contaminantes que pueden implicar cambios en sus características, estado e incluso en su toxicidad.
  - La permanencia de contenidos residuales de contaminantes en los huecos que previamente han ocupado. Estos contenidos residuales sólo se eliminan por disolución o por vaporización y mientras tanto, durante un tiempo que puede ser largo, son término fuente de contaminación.
  - El transporte y difusión de los contaminantes.
  - Las actividades potencialmente contaminantes.
  - El entorno territorial para poder percibir e interpretar los indicadores de contaminación.

Estos aspectos deben tenerse en cuenta no solamente para caracterizar los espacios contaminados y realizar diagnósticos precisos, sino también son imprescindibles para establecer redes para el control de la contaminación. En este sentido, debe tenerse en cuenta que las redes de control convencionales pueden no detectar los episodios de contaminación existentes.

Para ser eficaces la vigilancia y control de la contaminación deben realizarse desde los propios complejos industriales. El establecer redes de control para la contaminación del subsuelo en los propios recintos permiten la vigilancia y el control en puntos críticos y ajustar indicadores y frecuencias a expectativas reales de contaminación.

En ocasiones, estas redes han sido rentables desde el punto de vista económico porque han per-

mitido detectar pérdidas más o menos importantes, a veces sistemáticas, de productos energéticos, manufacturados y materias primas de alto valor económico.

3. CONSECUENCIAS Y OTROS PROBLEMAS

Las contaminaciones por productos industriales están producidas por sustancias tóxicas y peligrosas y por tanto, implican riesgos para la salud y el medio ambiente. La limpieza y recuperación de suelos y aguas subterráneas contaminadas requieren diseños basados en diagnósticos precisos, alternativas innovadoras, desarrollos ajustados y controles rigurosos que deben prolongarse mucho más allá de la finalización de los trabajos de descontaminación.

Normalmente las contaminaciones resultan siempre muy caras, por cuanto:

- Suponen una infravaloración del suelo, debido a que deja de ser apto para muchos usos.
- Las limpieza y descontaminación de suelos y aguas subterráneas requieren inversiones elevadas.
- Las sustancias contaminantes son caras.

Por todo ello, la prevención, la vigilancia y control de los episodios de contaminación son necesarios. El establecer medidas efectivas en este sentido requiere la estrecha colaboración de técnicos especialistas en los procesos de fabricación e instalaciones y en el subsuelo y aguas subterráneas.

Uno de los problemas que se presentan, que a nuestro juicio reviste gran importancia, es el desconocimiento de muchos de los episodios de contaminación que se han producido, lo cual ha sido posible, bien porque han tenido lugar con ocultamiento y clandestinidad o por su relativa antigüedad e incluso por cambios en el uso del suelo no suficientemente documentados y conocidos. En estos casos, sólo se detectan por sus efectos, especialmente en los casos cuyas manifestaciones externas se han difuminado.

Es posible en consecuencia, que existan episodios antiguos, todavía no manifestados o cuyos efectos aunque existentes no se identifican como episodios de contaminación conocidos.

4. SITUACION EN ESPAÑA Y PERSPECTIVAS

El estado de la contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales, es desconocido en España, salvo en Cataluña, en donde en los últimos años se está haciendo una importante labor al respecto. Se conocen áreas profundamente afectadas y se tiene la impresión, compartida por otros técnicos, que los efectos de la contaminación por actividades industriales se está notando cada día más.

Desde el punto de vista de las empresas industriales se está percibiendo una mayor concienciación en relación con estos problemas y una tendencia a establecer medidas preventivas, aunque también existe muy poca predisposición a investigar, evaluar y sobre todo a acometer labores de limpieza y control de episodios de contaminación antiguos.

El conocer y valorar la contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales,

por los riesgos que implica, es una necesidad. En este sentido, entre las Medidas de Ordenación y los Programas de Actuación, del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas, de la Dirección General de Obras Hidráulicas y el Instituto Tecnológico Geominero de España (1994), en el Programa número 10: "Prevención y corrección de la contaminación por actividades industriales", partiendo del inventario de suelos contaminados se prevé:

- Identificar y cuantificar la alteración de las zonas afectadas.

- Seleccionar las zonas que requieran algún tipo de intervención con propuestas de actuación concretas.

- Desarrollar programas de acción preventivos para la elección de emplazamientos adecuados para la instalación de depósitos de seguridad.

Este programa estaba estructurado en tres fases, las dos primeras de 4 años de duración y una tercera de 10 años con inversiones previstas de 8.650 MPTA. Sin embargo, no tenemos constancia de que, como otros programas, ni siquiera se haya iniciado.

El Programa, tiene en cuenta la relación existente, tal como se ha dicho en el apartado número 2, entre la contaminación de las aguas subterráneas y la de los suelos.

La nueva Ley de Residuos de 21 de Abril de 1998 define el concepto de suelo contaminado e incorpora un título, el V, en el que se establece que la declaración de un suelo contaminado obligará a realizar actuaciones para su limpieza y recuperación y posibilita que la declaración de un suelo contaminado pueda ser objeto de nota marginal en el Registro, que se cancelará cuando haya dejado de tener tal consideración. También, en este mismo título, con motivo de su transmisión, cuando en un determinado emplazamiento hayan tenido lugar actividades potencialmente contaminantes , según una relación que se aprobará y publicará por el Gobierno, se obliga a declararlo en escritura pública y será objeto de nota marginal en el Registro de la Propiedad.

Esta Ley, que tiene la consideración de legislación básica, puede contribuir, si su desarrollo reglamentario y su aplicación posterior confirman las expectativas surgidas, a mejorar la calidad del subsuelo y por tanto de las aguas subterráneas.

Siguiendo con los suelos contaminados, el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados, aprobado en el Consejo de Ministros de 17 de Febrero de 1995, tiene por objetivos la prevención de la contaminación, el avance sistemático en la identificación y caracterización de los mismos, el definir y desarrollar actuaciones de recuperación y saneamiento y el control y vigilancia de los emplazamientos identificados hasta su descontaminación.

Las inversiones previstas para el Plan para su periodo de vigencia 1995-2005, ascendían a 132.000 MPTA. La Secretaría de Estado debía aportar, con cargo a sus presupuestos o canalizando recursos de los Fondos de Cohesión, el 50 % de dicho importe, cofinanciando el coste de los estudios y actuaciones necesarias para la recuperación de los suelos. Las Comunidades Autónomas garantizarían la titularidad pública de los terrenos y aportarían el resto de los recursos precisos, pudiéndose resarcir las Administraciones de los gastos que incurrieran si se conseguían ingresos

derivados de eventuales acciones legales de los responsables de la contaminación de los suelos o de la revalorización de los suelos rehabilitados.

En el marco de este Plan se están desarrollando algunas actuaciones de las previstas, pero no nos parece que se alcance ni mucho menos, el ritmo de inversiones que se requieren para alcanzar los objetivos en el plazo indicado.

Junto a lo dicho, para complementar la visión de la problemática de la contaminación de aguas subterráneas y suelos en España, en nuestra opinión se debe indicar que se han incrementado las exigencias para la protección del medio ambiente en general, en todo lo que se refiere a aquellas actuaciones que requieren autorización administrativa, sin embargo muchas veces se percibe que los aspectos del subsuelo están insuficientemente contemplados probablemente por falta de técnicos especializados en la propia administración. Otro aspecto importante, es la percepción que tenemos en muchas ocasiones, de la falta de coordinación y el desconocimiento de las actuaciones que realizan las distintas administraciones que tienen competencias en medio ambiente y entre estas y la administración hidráulica.

Sin embargo, esta situación deberá cambiar en un plazo relativamente corto si se cumplen las previsiones de la propuesta de Directiva Marco de la Unión Europea, sobre Política del Agua. Sus objetivos en relación con las aguas subterráneas, son el prevenir su deterioro, el recuperar las contaminadas y el garantizar su explotación sostenible.

La propuesta, en lo que se refiere a la contaminación de las aguas subterráneas, prevé actuaciones muy concretas, tales como:

- La evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos
- La realización de inventarios de actividades potencialmente contaminantes
- Las estimaciones de la contaminación de fuentes puntual y difusa
- El análisis de los efectos de la actividad humana sobre las aguas
- El diseño de redes de control, con suficientes puntos de control para evaluar los efectos de la contaminación puntual y difusa.
- La selección de indicadores de acuerdo con las listas de sustancias contaminantes y el inventario de actividades potencialmente contaminantes.
- La operación de las redes de control con la periodicidad suficiente para la observación de las tendencias en la concentración de contaminantes y por lo menos una vez al año.

Las exigencias de la Directiva, que ha sido remitida por la cumbre de Jefes de Gobierno de Cardiff a primeros de Junio de 1998, al Parlamento Europeo para su aprobación, se refieren no solamente a aspectos de contaminación de aguas subterráneas, sino también al conocimiento de los acuíferos, a su conservación y control de su evolución a corto y largo plazo en aspectos tales que permitan el cálculo de la recarga, la evolución piezométrica, las descargas naturales y las extracciones, el establecer las relaciones aguas superficiales y subterráneas, etc.

Probablemente el cumplir con la Directiva Marco requeriría el iniciar inmediatamente la tareas previstas en la misma, lo cual en estos momentos no parece que entre en los planes inmediatos de las autoridades del Ministerio de Medio Ambiente. Previsiblemente España incurrirá en retrasos

para su aplicación plena, tal como ha ocurrido con la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación por nitratos de origen agrícola.

5. EL ACCIDENTE DE AZNALCÓLLAR

No quisiera terminar esta breve exposición sin dedicar unos breves comentarios a la rotura de la Balsa de Residuos de las minas de Aznalcollar, en el río Agrio y que supuso la contaminación casi inmediata de las aguas superficiales y del cauce del río Guadiamar, de una buena parte de su llanura de inundación y de amplias zonas anejas.

Entre las muchas cuestiones relativas al accidente que deberán ser objeto de debate y consideración queremos resaltar solamente las siguientes:

- La contaminación de las aguas subterráneas, por sus características intrínsecas es muy lenta, como no podía ser de otro manera y por ello se posibilita el control de su evolución y la toma de medidas paliativas y correctoras eficaces. Sin embargo, si estas no son adecuadas, en nuestra opinión la afección de los acuíferos de la zona, superficiales y profundos se producirá de manera inevitable.
- Estas características de las aguas subterráneas no las hemos sabido transmitir a la opinión pública, profundamente impactada por la magnitud del desastre ecológico y por la rapidez de transmisión de sus efectos visibles y confundida por la enorme cantidad de información, muchas veces contradictoria y a menudo tendenciosa.
- La falta de coordinación de las administraciones estatales y autonómicas implicadas, especialmente en los primeros momentos, en los que frente a la necesidad de tomar medidas urgentes y coordinadas para paliar en lo posible los efectos del accidente, hemos asistido sobre todo a intentos de eludir responsabilidades.

También en este caso la Propuesta de la Directiva Marco de la Unión Europea, en su artículo 19, requiere a los Estados Miembros que adopten medidas destinadas a prevenir o reducir el impacto de incidentes de contaminación accidental. Estas deben contemplar:

- Análisis y evaluaciones de riesgos potenciales de contaminación accidental.
- Medidas preventivas y preparatorias para hacer frente a las emergencias.
- La recuperación de las masas de agua superficial y subterránea afectadas por los incidentes.

Es de esperar que el accidente de Aznalcóllar contribuya a evitar la repetición de otros accidentes similares.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS, TRNSPORTES Y MEDIO AMBIENTE, MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGIA (1994): Libro blanco de las aguas subterráneas. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Ministerio de Obras Públicas.

LEY 10/1998, de 21 de abril, de Residuos. *Boletín Oficial del Estado número 96, del Miércoles 22 de abril de 1998.*

RESOLUCIÓN de 28 de abril de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por la que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados. *Boletín Oficial del Estado número 114, del Sábado 13 de mayo de 1995.*

MESA REDONDA N.2: VULNERABILIDAD, PROTECCIÓN Y GESTIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

DIFICULTADES JURIDICO-ADMINISTRATIVAS PARA LA PROTECCION DE CAPTACIONES SUBTERRANEAS DE AGUA POTABLE EN ESPAÑA

SÁNCHEZ GONZÁLEZ, Amable*

(*) Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. MIMAM
Avenida de Portugal, 81. 28011 MADRID

RESUMEN

Se exponen las razones explicativas de la exigua ejecutoria administrativa en la implantación de perímetros de protección, concluyéndose en la necesidad de reforzar la normativa vigente. Se analizan las posibilidades reales de refuerzo de dicha normativa, que de momento se reducen al futuro desarrollo legislativo de la legislación del suelo en los diversos ámbitos autonómicos. Se finaliza señalando las líneas de actuación que entretanto permanecen abiertas en este campo a la Administración del agua.

Palabras Clave: *Aguas subterráneas, legislación, perímetros de protección.*

INTRODUCCION

Es sabido que el artículo 54.3 de la Ley de Aguas introdujo la posibilidad de que los Organismos de cuenca delimiten perímetros de protección de las captaciones de agua subterránea para uso potable público. El Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH) desarrolla esta figura en su artículo 173. Sin embargo, en los doce años transcurridos, sólo tenemos noticia de haberse establecido formalmente uno de estos perímetros, el del manantial de Arteta, utilizado para el abastecimiento de Pamplona.

Ciertamente se han producido y siguen produciéndose iniciativas en este campo, desde las Confederaciones Hidrográficas del Júcar y del Ebro, el Instituto Tecnológico Geominero de

España, el antiguo Servicio Geológico de la Dirección General de Obras Hidráulicas, y la Generalitat de Catalunya. Pero hasta la fecha, dichas iniciativas no han pasado del ámbito del estudio y de la técnica hidrogeológica; es decir, se han quedado en meras propuestas de metodología para la delimitación de los recintos y de aplicación técnica a algún caso concreto.

La situación descrita es sorprendente en un país que cuenta con 12 millones de habitantes que se abastecen de agua subterránea, por supuesto nada equiparable a la existente en la mayoría de los países de la UE. ¿A qué se debe esta carencia en un asunto de importancia como es la preservación de la calidad del agua utilizada para el servicio público?. Sucintamente expuestas, merece la pena indicar las dos principales causas explicativas:

Inexistencia de demanda social

Hay que reconocer que no existe preocupación social por la materia, ni en la opinión pública, ni en los grupos ciudadanos más sensibles a los temas de medio ambiente y recursos naturales, ni en los entes o autoridades gestoras de los servicios de agua potable. Probablemente esta falta de concienciación es común a todos los países, debido al desconocimiento general de los riesgos de contaminación del agua subterránea, pero en el caso de España -comparativamente al resto de los países de la UE-, se intensifica por circunstancias que nos son favorables desde el punto de vista de la contaminación.

Las circunstancias aludidas son: a) el hecho de que la gran mayoría de la población abastecida se corresponda con núcleos de tamaño pequeño o mediano en zonas de baja ocupación del suelo, y b) que la profundidad del agua en los acuíferos utilizados para abastecimiento es por lo general de alguna decena de metros, o incluso superior. Ambos factores suponen respectivamente bajo riesgo de exposición a la contaminación, y elevada protección natural, lo cual explica la rareza o escasísima frecuencia de incidentes de contaminación puntual de aguas potables de origen subterráneo. En ciertas zonas españolas, particularmente en Levante, existe una concienciación extendida sobre los problemas de contaminación por nitratos del agua subterránea, y de hecho muchas captaciones han sido abandonadas por esta razón, pero muy pocos casos han sido detectados o han transcendido, relativos a contaminación procedente de estaciones de servicio de carburantes, depósitos de residuos urbanos o industriales, granjas, o vertidos a aguas subterráneas.

Insuficiencia-debilidad de la normativa

No existiendo una demanda autónoma de implantación de perímetros de protección, podría aquella estar impuesta desde la oferta, es decir, desde la Administración legalmente capacitada para dicha implantación. Tal supuesto está justificado tratándose de garantizar la perdurabilidad del uso para abastecimiento. El hecho de que hayan ocurrido hasta ahora pocos casos de contaminación de captaciones es positivo, pero no es menos cierto que la vida media deseable de una captación es de veinticinco años, y que la deseable para la idoneidad del recurso es indefinida en el tiempo. Hace veinte años a casi nadie preocupaba el problema de los nitratos, y mucho menos el de los pesticidas; cuando todavía estamos a tiempo, es necesario que existan normas destinadas a evitar la contaminación puntual, particularmente la que pudiese afectar a los usos de agua potable.

A este respecto, ha quedado demostrado que nuestra normativa es manifiestamente insuficiente. La Ley de Aguas faculta a los Organismos de cuenca para que establezcan perímetros de protección, pero no obliga a ello, ni están obligados o impelidos los Ayuntamientos o las entidades gestoras del abastecimiento público a recabar dicha protección. En realidad, la inmensa mayoría de los Ayuntamientos desconocen incluso que exista tal posibilidad.

Debe pues concluirse que es necesario reforzar la normativa actual para que sea realidad la aplicación de una medida preventiva universalmente aceptada, y utilizada en el resto de Europa, como es la del establecimiento de perímetros de protección. El refuerzo tiene que consistir en la obligatoriedad de la implantación, que debe afectar a la Administración territorial competente.

LEGISLACION DE AGUAS - LEGISLACION DEL SUELO

No es de esperar que este reforzamiento de la normativa se produzca en el sector legislativo del agua. La Sentencia del Tribunal Constitucional (STC) 227/1988 declaró inconstitucionales dos artículos de la Ley de Aguas, y precisó la interpretación que debe darse a otros dos para que no lo sean. Es común a dichos artículos su irrupción en el campo de la ordenación de los usos del suelo, potestad reservada a las Comunidades Autónomas. Un perímetro de protección implica básicamente limitaciones y condicionamientos a los usos del suelo, y estas limitaciones sólo pueden ser impuestas por las autoridades legalmente facultadas, que son los Ayuntamientos y las Comunidades Autónomas.

Sería por ello impropio que, a través de la legislación estatal de aguas, se obligara con carácter general a los Ayuntamientos a determinar las zonas de protección y a iniciar los correspondientes trámites ante los Organismos de cuenca.

En nuestro sistema legal, las normas de esta clase pertenecen al ámbito de la ordenación del territorio, por lo cual el Ministerio de Medio Ambiente sugirió en 1997 al de Fomento, con motivo de la revisión de la Ley del Suelo, que en su articulado se incluyese una indicación al respecto cuando se trate de la identificación de las zonas no urbanizables en los Planes Generales de Ordenación Urbanística.

Casi dos tercios del texto refundido de la Ley sobre Régimen del Suelo y Ordenación Urbana (R.D.L. 1/1992) habían sido declarados inconstitucionales en sentencia del TC de 20 de marzo de 1997, precisamente por considerarse que dicho Decreto Legislativo limitaba impropiamente las facultades de ordenación en la materia reservadas a las Comunidades Autónomas. La nueva ley (Ley 6/1998, de 13 de abril) renuncia expresamente "*a incidir lo más mínimo en los aspectos relativos al planeamiento, a la gestión urbanística y al control de agua y de ésta*", planteamiento bajo el cual era prácticamente imposible introducir en la ley la obligación municipal de incluir en la categoría de suelo no urbanizable las zonas destinadas a proteger las captaciones de agua potable. Con todo, el artículo 9, sobre definición del suelo no urbanizable, alude a regímenes especiales de protección, y en particular del dominio público, pero lo hace de un modo muy genérico y, por supuesto, no menciona las captaciones de agua para usos potables.

En definitiva, la nueva Ley del suelo no aporta sino un apoyo para que las Comunidades Autónomas, en sus desarrollos legislativos internos, puedan obligar a los municipios a tener en cuenta la protección de los recursos de agua potable en sus Planes de Ordenación Urbanística.

POSIBILIDADES DE ACTUACION DE LOS ORGANISMOS DE CUENCA

En espera de que el reforzamiento normativo se produzca a nivel autonómico, o de que acabe siendo impuesto desde Bruselas en una futura Directiva Marco sobre Aguas, los Organismos de cuenca poseen en todo caso un campo de actuación marcado por el artículo 173 del RDPH cuyas posibilidades conviene revisar:

Actuación unilateral, de oficio

Aunque el RDPH contempla esta posibilidad, parece que la sola iniciativa del Organismo de cuenca debe reservarse para casos muy especiales, en que se requiera una resolución responsable para salvaguardar captaciones de riesgos inminentes.

A instancia de municipio interesado, con incidencia en otro

El organismo de cuenca está obligado a actuar a instancia de parte interesada responsable. Existen casos de captaciones para un municipio situadas en terrenos de otro municipio. Si el primero solicita, el Organismo de cuenca tendrá que: a) *delimitar el perímetro* o perímetros, b) *acordar las limitaciones* sobre futuras concesiones y autorizaciones de vertido que considere procedentes, y c) *relacionar* las actividades que considere deben ser limitadas o condicionadas, de entre las contempladas en el artículo 173 del RDPH.

Las limitaciones o condicionantes de actividades no pueden ser impuestas en el acuerdo de la Junta de Gobierno del Organismo de cuenca. El municipio interesado tendría luego que solicitarlas del municipio competente y, en caso de no conseguirlo, reclamarlas en la medida de lo posible a través del órgano competente de la Comunidad Autónoma.

A instancia de municipio interesado

Esta es la situación deseable, que debería ser de práctica usual: el Ayuntamiento se dirige al Organismo de cuenca con una propuesta de delimitación y de los demás acuerdos que solicite de competencia de la Junta de Gobierno. Se abre así un proceso que culminará en la resolución formal del Organismo de cuenca y, posteriormente, en resoluciones municipales o autonómicas sobre condicionamiento de ciertas actividades.

A instancia de la Comunidad Autónoma

Esta posibilidad existe si la legislación autonómica correspondiente otorga competencias supramunicipales en la materia a órganos autonómicos, lo cual parece que es general por razones sanitarias, de responsabilidad en materia de abastecimiento, y de ordenación territorial. Si esto resultara jurídicamente dudoso, el Organismo de cuenca, ante la solicitud ya presentada, puede asumirlo como una actuación de oficio.

Convenios con Comunidades Autónomas

Desde su responsabilidad genérica de gestión y protección del dominio público hidráulico, y ante la insuficiencia de la normativa antes comentada, compete a la Administración del Agua impulsar en lo posible la actividad en este campo. Para ello es imprescindible involucrar en la tarea a las Comunidades Autónomas, básicamente a los órganos competentes en materia de ordenación del territorio y abastecimientos urbanos.

Se podría comenzar elaborando programas autonómicos o provinciales de implantación de perímetros de protección. Los objetivos de estos programas serían:

a) determinar la magnitud de la tarea futura
b) identificar las captaciones de imposible o difícil protección
c) detectar los conflictos reales o potenciales entre las medidas de protección y los planes urbanísticos o sectoriales (transporte, planes de vertederos de residuos, localización industrial, etc).
d) establecer prioridades temporales en las delimitaciones
e) definir los trámites y procedimientos administrativos a seguir en el ámbito de la Comunidad para la implantación de los perímetros
f) aplicación a algún caso práctico.

Las tareas reseñadas son propias de las autoridades autonómicas, por lo que en principio deberían ser sufragadas por las mismas, pero por las razones apuntadas está indicada la participación del Estado. Además, el desarrollo de dichas tareas precisa de la información que los Organismos de cuenca poseen sobre aprovechamiento de agua, cantidad y calidad del recurso, vertidos, planificación hidrológica, etc. Por ello deben abordarse conjuntamente mediante convenios entre Administraciones, con la correspondiente aportación financiera del Ministerio de Medio Ambiente.

MESA REDONDA N.2: VULNERABILIDAD, PROTECCIÓN Y GESTIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

CONTAMINACIÓN, GESTIÓN Y PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

TAMÉS URDIAIN, Patxi*

(*) Jefe de la Unidad de Geotecnia y Recursos Hidráulicos. Diputación Foral de Gipuzkoa
Plaza de Gipuzkoa, s/n. 20004 DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN

RESUMEN

Se presenta una breve descripción de las zonas con problemas de contaminación en la Comunidad Autónoma del País Vasco (C.A.P.V.). Así mismo, se comenta el resultado de un estudio de afección a manantiales de pequeño caudal en el Territorio Histórico de Gipuzkoa, ya que es representativo del estado de la contaminación de fondo de las aguas subterráneas en dicho territorio. Por último, se repasa la legislación y normas más significativas sobre protección de aguas subterráneas en la C.A.P.V, poniendo de relieve la dispersión competencial existente, lo que en ocasiones produce disfunciones en la gestión de protección de las aguas subterráneas.

Palabras Clave: *Protección, contaminación, legislación y normas, Comunidad Autónoma del País Vasco.*

INTRODUCCIÓN

La C.A.P.V presenta una amplia variedad en sus componentes litológicos, estructurales, geomorfológicos, hidrogeológicos y climáticos. Esta variedad ocasiona que en la misma se presenten las diferentes tipologías de acuíferos que comunmente se describen en la literatura hidrogeológica, desde acuíferos detríticos consolidados y no consolidados, hasta los diferentes tipos de acuíferos kársticos, y en menor medida acuíferos desarrollados en materiales ígneos, pero son los acuíferos kársticos los que ocupan un porcentaje mayor del territorio y drenan, por tanto, un volumen mayor de recursos.

Los recursos hidráulicos subterráneos se han evaluado en la C.A.P.V para un año medio en 1.452 hm^3/año; de estos, 829 hm^3/año corresponden a los 1.668 km^2 ocupados por materiales de permeabilidades medias y altas que constituyen los acuíferos; el resto, 623 hm^3/año, se asocian a materiales de baja permeabilidad. Los primeros son recursos que se utilizan, ó bien son potencialmente explotables, por lo que comunmente se les presta mayor atención y protección; de los mismos existe un número importante de datos sobre su calidad. En el segundo caso, ó son utilizados por medio de pequeñas captaciones sin apenas control hidroquímico y sanitario ó, más comunmente, drenan a los cursos superficiales, teniendo, por tanto, importancia medio-ambiental, pero en general se les presta menor atención.

CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

Se puede decir que la calidad de las aguas subterráneas de la C.A.P.V es aceptable, siendo apta para los usos más frecuentes y encontrándose en mejor estado que las aguas superficiales, debido principalmente a que sus áreas de recarga se encuentran a cotas más altas y con menor uso del territorio que las cuencas superficiales.

De los datos analíticos disponibles se pueden destacar las siguientes zonas con deterioro de la calidad de sus aguas :

- **Manantial de Salubita (Gipuzkoa).** Se trata de un importante manantial kárstico, cuyos recursos se han evaluado en 23,6 hm^3/año. En una dolina situada en el área drenante del manantial se encuentra un vertedero de inertes, últimamente controlado y con anterioridad sin apenas control. Si bien la analítica del manantial nunca ha dado valores indicativos de contaminación, la presencia del vertedero ha impedido hasta la fecha el uso del agua, incluso en épocas de restricciones, por temor a posibles contaminaciones puntuales en el tiempo.

- **Afloramientos de calizas de los sectores mineros de Jorrios-Sodupe, Galdames y Gallarta (Bizkaia).** Están constituidas por materiales del Cretácico inferior de litología carbonatada (calizas arrecifales, calcarenitas, brechas y olistolitos), cuyos afloramientos están compartimentados y fracturados.

  En estos sectores la actividad minera (hierro fundamentalmente y algo de plomo y zinc) ha sido muy importante, lo que ha afectado a todo el sistema de drenaje y flujos de los mismos. De los tres sectores, el sector de Gallarta es el que presenta una degradación mayor de la calidad del agua, si bien es difícil determinar si es debido a la actividad minera, a la existencia de numerosos vertederos incontrolados ó ambos a la vez.

- **Acuífero de Troya**. En este congreso se presenta una comunicación sobre la problemática de contaminación ligada a la explotación minera de Troya. Dicha mina explotó un yacimiento de Pb-Zn durante los años 1986-1993, deprimiéndose el nivel piezométrico del acuífero desde la cota 435 m. hasta la cota 190 m; una vez finalizada la explotación, los niveles se recuperaron y el agua del acuífero volvió a surgir con una importante contaminación de Fe (50 mg/l), Zn (5 mg/l) y SO_4^{2-} (1.500 mg/l), lo cual ha supuesto una afección importante

a las aguas de los ríos próximos. La empresa se declaró en suspensión de pagos, con lo que no se ha responsabilizado de la contaminación generada.

- **Acuíferos Cuaternarios**. Los acuíferos cuaternarios de cierta entidad están ligados a depósitos fluviales y en algún caso a depósitos de estuario. En general, se encuentran en zonas bajas con importante actividad industrial y urbana sobre ellos, además normalmente reciben la recarga de las aguas superficiales, comunmente de baja calidad. Es por estos motivos por lo que sus recursos se utilizan para agua industrial, que no requiere el nivel de calidad necesario para el abastecimiento, aún así ha habido zonas que se han abastecido desde estos acuíferos y existen proyectos, como en el aluvial del río Bidasoa, para abastecer a algunas poblaciones.

  Dentro de los acuíferos cuaternarios, tienen especial importancia, tanto por su explotación, como por su calidad, el acuífero cuaternario de Vitoria y el acuífero de Gernika.

  - El acuífero cuaternario de Vitoria tiene una extensión de 80 km^2 y presenta abundantes prácticas agrícolas intensivas, así como pequeños núcleos de población aislados. Las prácticas agricolas han ocasionado una importante contaminación por componentes nitrogenados, de forma que el 75% de las muestras analizadas desde 1990 superan los 50 mg/l de NO^-3, con valores de hasta 600 mg/l. Otro efecto negativo para el acuífero se ha producido por el incremento del número de acequias, que ha provocado una importante disminución de la capacidad reguladora del mismo.

  - Acuífero de Gernika. Se trata de un acuífero aluvial instalado sobre uno o varios enclaves calizo-dolomíticos jurásicos, en contacto con masas ofíticas triásicas y el complejo volcánico cretácico. Este acuífero presenta contenidos altos en sulfatos, sodio y, en algún análisis, en hierro y manganeso, que se asocia a la hidroquímica del acuífero jurásico basal, y por tanto no supone una contaminación del mismo. Sin embargo, también existen concentraciones elevadas de amoniaco, potasio y nitratos de origen agrícola, y mercurio, cadmio, zinc, plomo, niquel, cianuros, aluminios y fenol de origen industrial. Su estructura geológica favorece la desconexión entre el acuífero principal profundo del superficial cuaternario, por lo que es preciso evitar procesos que permitan la entrada de agua del acuífero infrayacente del superior, de peor calidad.

Con excepción de estas zonas señaladas, en general la calidad del agua de la C.A.P.V es buena, si bien pueden existir pequeños episodios de contaminación que afectan a manantiales de pequeño caudal (inferiores a Qm = 5 l/s), sobre todo por el riego con purines de los prados. Así, recientemente se ha realizado un estudio del Territorio Histórico de Gipuzkoa enfocado a estudiar la problemática de este tipo de manantiales de pequeño caudal. Después de un trabajo previo de selección de manantiales con problemática de calidad en el territorio, apenas se pudo llegar a 40 manantiales con episodios de contaminación. Del estudio de los mismos se obtuvo como conclusión, la existencia de un fondo de contaminación bacteriológica en la mayoría de ellos (4 análisis daban ausencia de contaminación bacteriológica), la buena calidad de los mismos con respecto a los parámetros físico-químicos y la relación directa y puntual en el tiempo entre riego de purines y contaminación del manantial. Por último, cabe destacar la independencia entre calidad del agua y la litología asociada al manantial en este tipo de pequeñas surgencias.

LEGISLACIÓN Y MEDIOS DE PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA C.A.P.V.

Además de la legislación general sobre protección de aguas subterráneas que afectan al estado Español, dentro de la C.A.P.V existen una serie de leyes, proyectos de leyes y normas que inciden en aspectos sobre la protección de acuíferos. Estas leyes y normas tienen cuatro procedencias principales, por un lado la protección medio-ambiental, por otro la legislación y planes de desarrollo urbanístico y, por último, la propia legislación que se está desarrollando en materia hidráulica dentro de las competencias asumidas por la C.A.P.V.

Dentro de la Ley General de Protección del Medio Ambiente, aprobado recientemente por el parlamento vasco, figura en el artículo 25, dentro de los principios, "garantizar la calidad de las aguas subterráneas, delimitando zonas de recarga y la vulnerabilidad frente a la contaminación de los acuíferos", de forma que en el artículo 26.1 indica "en las concesiones y autorizaciones se incorporarán los criterios ambientales que garanticen la conservación de los recursos hídricos en consonancia con lo establecido en el artículo anterior". Como elemento de información básica a utilizar para llevar a la práctica los artículos anteriores, el Gobierno Vasco realizó el Mapa de "Vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos de la C.A.P.V." realizado a E:1:25.000, donde en base a los estudios hidrogeológicos y a la cartografía litológica realizada a dicha escala, se divide a la C.A.P.V en 5 clases de vulnerabilidad con respecto a la contaminación. Dentro de la legislación medio-ambiental, es interesante el Decreto de 19-XII-1994 del Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente sobre desechos y residuos sólidos urbanos, en su artículo 6 sobre Denegación de las Autorizaciones se dice "No podrá procederse al otorgamiento de autorización para la instalación de un vertedero de residuos inertes y/o inertizados cuando los terrenos en que pretenda ubicarse posean un coeficiente de permeabilidad K superior a 10^{-5} m/s". Este decreto se ve ampliado el 20-III- 95 por medio de una orden que regula el contenido de los proyectos técnicos relativos a la instalación de vertederos de residuos inertes y/o inertizados, donde se dan claramente condiciones para obtener los datos hidrogeológicos. Con respecto a este aspecto sería conveniente ampliar la metodología sobre ensayos de permeabilidad.

Dentro de los trabajos medio-ambientales, el IHOBE, sociedad pública dependiente del Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente ha realizado el Plan Director para la protección del suelo de la C.A.P.V, donde además de la protección del suelo, tiene un papel relevante la protección a la aguas subterráneas.

Las Directrices de Ordenación del Territorio (DOT) realizadas por el Gobierno Vasco definen la ubicación, usos y actividades a desarrollar en la C.A.P.V para facilitar la toma de decisiones de la administración. La Viceconsejería de Medio Ambiente ha desarrollado un estudio de "Regulación de usos y actividades en función de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos del Territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco". Este estudio establece la regulación de los usos y actividades de acuerdo a unos criterios de referencia que es de gran utilidad para los trabajos de la administración en materia urbanística relacionada con la protección de las aguas subterráneas.

En los planes territoriales parciales de las distintas áreas funcionales del Territorio Histórico de Gipuzkoa desarrollados por el Gobierno Vasco y la Diputación Foral de Gipuzkoa, siguiendo las

recomendaciones de las DOT señaladas anteriormente, se recojen las zonas a proteger desde el punto de vista de la vulnerabilidad de los acuíferos. Para la elaboración de estos planes se ha contado con los mapas de vulnerabilidad y con el "Mapa hidrogeológico del País Vasco" realizado por el Ente Vasco de la Energía (EVE), de gran valor y utilidad, ya que en un único documento se recoje de forma resumida la información y los datos hidrogeológicos más importantes de la C.A.P.V. En algún caso, en estos planes se echa en falta la inclusión en el equipo redactor de un hidrogeólogo que sepa aplicar con criterio toda la información hidrogeológica disponible.

Asimismo, existen algunos planes urbanísticos plasmados en las normas subsidiarias urbanísticas municipales de algunos ayuntamientos que definen diferentes usos del terreno según condicionantes de vulnerabilidad. Al igual que en el caso anterior, en ocasiones se percibe la ausencia de un especialista en hidrogeología en el equipo redactor del plan, si bien se considera un avance que estos aspectos se tengan en cuenta dentro del planeamiento urbanístico municipal.

La administración hidráulica vasca, según el decreto de transferencia firmado en Mayo de 1994 entre el Gobierno Central y el Gobierno Vasco, tiene competencia sobre la ordenación y administración del dominio público hidráulico de las cuencas que discurren íntegramente por el territorio de la C.A.P.V. Por lo tanto, la Dirección General de Aguas del Gobierno Vasco en la actualidad, y la administración hidráulica vasca que se cree en el futuro, será la responsable de declarar la sobreexplotación de acuíferos y de la determinación de los perímetros a que se refiere el artículo 54 de la Ley 29/1985 de Aguas. Según esto, dicha Dirección está realizando los estudios sobre los perímetros de protección de los acuíferos de Gernika y de Kilimón. Estos estudios de propuesta de perímetros de protección son los primeros que se realizan en la C.A.P.V y van a ser un referente para el desarrollo de posteriores perímetros, ya que ambos acuíferos se explotan para abastecimiento del municipio de Gernika y del sistema del Bajo Deba, teniendo por tanto una gran importancia para el abastecimiento de ambas zonas.

Por último, hay que hacer referencia a que se está trabajando en la elaboración de un código de buenas prácticas agrícolas por parte del Departamento de Industria y Agricultura del Gobierno Vasco. Dicho código será de obligado cumplimiento para el acuífero de Vitoria, ya que ha sido declarado como vulnerable a la contaminación por nitratos, pero puede servir de referencia para otras zonas de la C.A.P.V.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GOBIERNO VASCO. DEPARTAMENTO DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO, VIVIENDA Y MEDIO AMBIENTE. (1995). Mapa de vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos de la C.A.P.V. Servicio central de publicaciones del Gobierno Vasco.

BOLETÍN OFICIAL DEL PAÍS VASCO. N° 239 - 19/XII/1994 y N° 55 - 20/III/1995. Artículos 4631 y 1290.

E.V.E. (1996). Mapa hidrogeológico del País Vasco (E:1:100.000). Edita E.V.E.

GOBIERNO VASCO. DIRECCIÓN DE RECURSOS AMBIENTALES. (1996). Regulación de usos y actividades en función de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos del Territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Inédito).

GOBIERNO VASCO. DEPARTAMENTO DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO, VIVIENDA Y MEDIO AMBIENTE. (1997). Directrices de Ordenación Territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA - GOBIERNO VASCO. (1997). Criterios y objetivos en relación con el Plan Territorial Parcial del Área Funcional de Gipuzkoa (Inédito).

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA - M. A. GÓMEZ. (1998). Análisis de la afección de los abonos orgánicos a manantiales de pequeño caudal y tipificación de su comportamiento hidráulico en el ámbito del Territorio Histórico de Gipuzkoa. (Inédito).

MESA REDONDA N. 2: VULNERABILIDAD, PROTECCIÓN Y GESTIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

VRBA, Jaroslav*

(*) I.A.H. Commission for Groundwater Protection. Senovazne Nam. 7. 113 09 PRAGA

RESUMEN

El agua subterránea es un recurso natural, renovable, vulnerable, importante para el desarrollo económico y social y un componente valioso del ecosistema. La evaluación de la vulnerabilidad es sólo uno de los métodos que soporta la estrategia en la protección preventiva de las aguas subterráneas.

Palabras Clave: *Vulnerabilidad, evaluación, protección.*

DEFINICIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas es una propiedad intrínseca de un sistema acuífero que depende de la capacidad de ese sistema para resistir a los impactos humanos y naturales.

Distinguimos dos tipos de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas:

- Vulnerabilidad intrínseca o natural
- Vulnerabilidad específica

La vulnerabilidad intrínseca refleja propiedades que son función de las condiciones naturales y no considera atributos ni comportamientos de los contaminantes particulares.

Evaluación específica para un sólo objetivo: la vulnerabilidad se evalúa en relación a un sólo tipo de contaminante o un grupo de contaminantes de propiedades similares.

Evaluación específica con objetivos múltiples: la vulnerabilidad se evalúa con respecto a dos o más diferentes tipos de contaminantes o grupos de contaminantes y se puede expresar en dos o más hojas transparentes del mapa (método de superposición).

Los parámetros principales de la vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas incluyen:

- recarga (neta)
- suelo
- zona no saturada
- acuífero

Los parámetros secundarios de la vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas incluyen:

- topografía.
- naturaleza de la unidad geológica subyacente del acuífero.
- contacto con las aguas superficiales o aguas de mar.

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas no es una propiedad absoluta. Es una propiedad relativa, no mensurable y sin dimensión.

MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

- métodos basados en la estructura hidrogeológica - vulnerabilidad intrínseca.
- métodos paramétricos (clasificación y ponderación de los parámetros) - vulnerabilidad intrínseca y específica.
- relaciones análogas, modelos de simulación, métodos estadísticos - vulnerabilidad específica.

Cada uno de los métodos tiene limitaciones en su uso que dependen de la cantidad y calidad de los datos disponibles y de la dimensión y objetivo de la evaluación.

Los modelos de simulación complejos (dos o tres dimensiones) no se utilizan para la evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a escala regional, ya que no están desarrollados para predecir los procesos del transporte de contaminantes en una escala mayor.

Los modelos unidimensionales más simples para estudiar el transporte del contaminante a través de la zona no saturada pueden ser aplicados en otras escalas y no sólo en la escala local.

Los métodos estadísticos se basan en el concepto de incertidumbre que se trata en términos de distribución probable de las variables de interés. Los métodos estadísticos exigen una buena base de datos.

Es mucho más fácil determinar las áreas donde la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación es alta, que delimitar las áreas de vulnerabilidad baja.

Los métodos de evaluación de la zona no saturada consideran una percolación sencilla del agua o del contaminante y no tienen en cuenta el camino preferencial del flujo.

Un parámetro importante en la evaluación de la vulnerabilidad específica de las aguas subte-

rráneas es la capacidad atenuante del suelo, de la zona no saturada y del acuífero en relación con las propiedades de los contaminantes individuales.

La vulnerabilidad se evalúa sólo con respecto al acuífero más próximo a la superficie. Si este acuífero tiene una vulnerabilidad alta, todos los otros acuíferos relacionados estrechamente con él se consideran también de alta vulnerabilidad.

Un tiempo largo de tránsito del contaminante en una zona no saturada de gran espesor no garantiza que el acuífero tenga una vulnerabilidad baja. Se deben considerar las propiedades del contaminante (movilidad, persistencia) y los procesos que reducen la concentración de los contaminantes (absorción, transformación bioquímica, dispersión,...) o transforman el contaminante en un producto inocuo.

La identificación de las zonas de recarga y descarga es uno de los elementos más importantes en la evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas.

La evaluación de las zonas de recarga y descarga puede ser difícil en los sistemas hidrogeológicos donde los flujos de las aguas subterráneas aparecen en las diferentes escalas (local, intermedio o regional).

El proceso de evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas incluye:

Definición del objetivo de evaluación de la vulnerabilidad
/gestión, planificación, decisión, educación/
↓
Selección del método adecuado de la evaluación incluso
de identificación del nivel de incertidumbre
↓
Identificación y selección del tipo, cantidad y calidad de
los datos necesarios
↓
Ejecución de la evaluación
↓
Utilización de los resultados de evaluación

La evaluación de la vulnerabilidad es útil si el mapa presenta los resultados de una forma clara, simple, comprensible para que el usuario pueda extraer unas conclusiones apropiadas.

Errores en la evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas:

- en el proceso de obtención de datos.
- en la variabilidad natural espacial y temporal.
- en la digitalización y almacenamiento de los datos.
- en el procesamiento de los datos.
- conceptuales y en modelización.
- en la visualización y salida de los datos.

CLASIFICACIÓN Y TÉCNICAS DE LA ELABORACIÓN DE LOS MAPAS DE LA VULNERABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Los mapas de vulnerabilidad de las aguas subterráneas se pueden clasificar como los mapas de protección preventiva derivados de los mapas hidrogeológicos.

Los mapas de vulnerabilidad son distintos de los mapas hidrogeológicos ya que no presentan los parámetros individuales del sistema de las aguas subterráneas. Es decir, sólo tienen en cuenta aquellas características que influyen en la vulnerabilidad de las aguas subterráneas.

Técnicas de construcción de los mapas de vulnerabilidad de las aguas subterráneas:

- técnicas manuales
- mapas generados por uso de ordenador
- mapas generados por uso de SIG

El objetivo, el contenido y la escala tienen una influencia decisiva en la selección del método de la presentación de vulnerabilidad en el mapa.

Existe una interrelación estrecha entre:

- la densidad de los puntos de observación disponibles
- la cantidad de información fiable de cada punto de observación
- la escala del mapa

USO Y LÍMITES DE LOS MAPAS DE VULNERABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Los mapas de vulnerabilidad son particularmente útiles para la planificación, gestión y toma de decisiones en todos los niveles de la Administración y para educación e información del público

A pesar de que los mapas son sólo uno de los componentes del proceso de evaluación de la vulnerabilidad, constituyen un producto imprescindible y es el más visible, pudiendo originar una idea falsa para el usuario si los acepta sin capacidad crítica.

Una excesiva simplificación de datos en los mapas o una sobrecarga de los mismos puede confundir o llevar a error al usuario de los mapas.

También una mala definición del objetivo del mapa, una baja precisión de la evaluación de la vulnerabilidad y una cartografía pobre, dan lugar a un uso pobre del mapa por parte del usuario.

Factores que afectan al uso de los resultados de la evaluación de vulnerabilidad de las aguas subterráneas

Factores técnicos:	Factores institucionales:
Tipo y forma de los resultados	Coordinación con otros programas de planificación del uso del suelo
Dimensión física del área evaluada y sus características	Relación entre el coste de la evaluación y el valor de la información obtenida
Disponibilidad, precisión y validez de los datos	Disponibilidad y capacidad del personal y de las facilidades técnicas
Límites en el uso de los resultados	Coordinación con los planes de las otras agencias e instituciones.

Límites del uso de los mapas de vulnerabilidad:

1. Falta de datos representativos en relación con la escala del mapa.
2. Inadecuada descripción del sistema hidrogeológico.
3. No utilización de una metodología generalmente aceptada.
4. Inadecuada verificación y control de la evaluación de la vulnerabilidad.

RESUMEN DE LA MESA REDONDA N.2: VULNERABILIDAD, PROTECCIÓN Y GESTIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

AZCÓN GONZÁLEZ DE AGUILAR, Antonio* (Autor de la síntesis) y MORA ALONSO-MUÑOYERRO, Justo (Moderador)**

(*) Instituto Tecnológico Geominero de España. Fernando El Católico, 59, 4º C
50006 ZARAGOZA
(**) Subdirector de Gestión del Dominio Público Hidráulico - DGOHCA - MIMAM
Plaza San Juan de la Cruz, s/n. 28071 MADRID

El texto que sigue incluye la información aportada por los ponentes en sus exposiciones y la del público asistenten manifestada en el posterior debate. Finalmente se incluye comentarios del relator en los que intenta extraer conclusiones relativas a los temas abordados.

1. RESUMEN DE LAS PONENCIAS INTRODUCTORIAS

1.1. Introducción

Las ponencias fueros presentadas por expertos que aportaron sus puntos de vista desde ámbitos de actuación muy diversos: Administración central y autonómica española, consultoras privadas y organismos de investigación europeos. El debate fue moderado por D. Justo Mora.

1.2. Aspectos Técnicos de la Definición y Evaluación de la Vulnerabilidad (Sr. Vrba)

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas es un concepto que expresa la incapacidad del sistema hídrico subterráneo para absorber las alteraciones, tanto naturales como artificiales. Su definición plantea en sí problemas tales que hacen que esta carezca de universalidad. Lo difuso de su límite con el concepto de riesgo y, a veces, el mal uso de ambos propicia con frecuencia esta circunstancia.

La vulnerabilidad ha de ser considerada como una propiedad característica del sistema acuífero, independiente de su posible interés o uso y de la calidad de sus aguas. No obstante, la vulnerabilidad no es independiente del contaminante; de ahí que se distingan dos tipos: Vulnerabilidad Intrínseca,

función de las condiciones naturales e independiente del comportamiento de contaminantes particulares, y Vulnerabilidad Específica en relación a un solo contaminante o grupos de contaminantes similares (evaluación para un solo objetivo) o varios de ellos (evaluación con objetivos múltiples).

La independencia de la vulnerabilidad de atributos ajenos a las propiedades de los acuíferos, es decir, de características permanentes del medio, establece la diferencia con el concepto de Protección (captaciones, manantiales, zonas humedas, etc.): el primero hace alusión a acuíferos, en tanto que el segundo depende de propiedades que no son del medio (ubicación de la actividad contaminante, intensidad de la actividad, etc.). Ambos conceptos, sin duda ligados, constituyen la base de dos de las principales herramientas en la lucha contra la contaminación: los Mapas de Vulnerabilidad, que sólo deben ser aplicado a gran escala, y los Perímetros de Protección, reservados para ámbitos y situaciones concretas.

La vulnerabilidad en modo alguno debe ser considerada como una propiedad absoluta. Antes bien, es una propiedad relativa, inmesurable y adimensional, lo que implica admitir que toda agua subterránea es vulnerable. Este principio conservador debe presidir toda evaluación de la vulnerabilidad, y hace que la interpretación de la misma por personal no versado en la materia pueda ser altamente inconveniente.

La vulnerabilidad a la polución depende de los parámetros que rigen el transporte de contaminantes conservativos y de la atenuación. Entre los primeros, la recarga y sus factores condicionantes juegan un papel fundamental (suelo, climatología, topografía, etc.); entre los segundos, aquellos que rigen el tiempo de tránsito y los fenómenos modificadores con relación a un contaminante específico, tales como suelo, Zona no saturada (ZNS), parámetros hidráulicos del acuífero, etc.

El factor Tiempo de Tránsito no tiene incidencia ante contaminantes conservativos, por lo que pobres características hidráulicas o elevados espesores de la ZNS no implican necesariamente vulnerabilidad baja. No obstante, estas características pueden ser apreciadas en la evaluación de la vulnerabilidad frente a sustancias conservativas en la medida en que propician que se disponga de tiempo para la adopción de medidas de alerta; pueden tener incidencia en la disminución de la recarga por baja permeabilidad de las capas superiores de la ZNS, o facilitan la existencia de niveles colgados que pueden ser drenados antes de que el contaminante alcance el acuífero.

Los métodos para la evaluación de la vulnerabilidad son diversos, cada uno con sus propias limitaciones, exigencias de datos muy diferentes y adecuados a objetivos concretos. Ello aconseja que la selección de la metodología se haga atendiendo a los objetivos de la evaluación y tipo, cantidad y calidad de los datos requeridos. Los métodos basados en la estructura del sistema hidrogeológico son especialmente aptos para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca. En ellos la identificación de las zonas de recarga y descarga constituye uno de los elementos más importantes a establecer, si bien no siempre es posible su determinación en sistemas hidrogeológicos complejos en donde coexisten los flujos regionales con los intermedios y locales.

Los modelos de simulación complejos no se utilizan a escala regional, ya que no está desarrollados para predecir fenómenos de transporte a gran escala; no así los modelos unidimensionales más simples, y versátiles para su aplicación a diversas escalas. Por su parte los métodos estadísticos, basados en la distribución probabilística de las variables de interés, exigen una buena base de datos, no siempre disponibles.

Los métodos paramétricos (DRASTIC, GOD, etc) se basan en la clasificación y ponderación de los parámetros implicados y proporcionan una discretización del territorio en categorías que le hacen especialmente adecuados para su uso en la representación cartográfica.

Los mapas de vulnerabilidad constituyen una de las formas más usuales en la presentación de los resultados de la evaluación. Representan un escenario estático de riesgos ambientales, y son especialmente aptos para definir objetivos de prevención de la polución en la planificación y de actuación en caso de emergencia hídrica, pero para ello es conveniente que su elaboración se haga conforme a metodologías aceptadas, se base en la correcta conceptualización del sistema hidrogeológico y que la información presentada sea coherente con los casos de contaminación conocidos. Adicionalmente, estos mapas juegan un papel importante en la información y educación medio ambiental de organismos y ciudadanos, Sin embargo, a este respecto, se ha de prestar especial interés en lograr un equilibrio entre la escala de representación, la densidad de puntos de observación disponibles y calidad de los mismos, pues una sobrecarga puede confundir o llevar al error, y una excesiva simplificación puede limitar drásticamente su utilidad. En todo caso, la toma de decisiones con base a estos documentos no debe ser efectuada por personas profanas en la materia.

1.3. Implementación Práctica de los Métodos de Protección (Sr. Foster)

La estrecha relación entre el uso del suelo y la calidad de las aguas subterráneas plantea dos líneas de actuación: Incorporación de las aguas subterráneas a la planificación territorial y, como trámite ineludible para dar este paso, la concienciación ciudadana. Para ello es necesario transmitir mensajes simplificados y comprensibles, que respondan a las cuestiones de qué es aceptable, bajo qué condiciones y dónde.

Los Mapas de Vulnerabilidad y los Perímetros de Protección son los instrumentos previos más adecuados para conseguir esos objetivos de protección y concienciación; pero su elaboración plantea problemas para los cuales no siempre hay respuesta, tal como los mecanismos de transporte y persistencia de ciertos contaminantes. Su implementación plantea otros (económicos, legales, etc.), que influyen en su comprensión y aceptación, y pueden impedir su establecimiento.

El concepto de vulnerabilidad intrínseca debería ser formulado de una manera clara y comprensible mediante su categorización en unos cuantos estadios que abarquen desde la vulnerabilidad extrema hasta la insignificante, y siempre desde criterios conservadores desde el punto de vista de los fenómenos de atenuación a fin de situarnos del lado de la seguridad.

El concepto de Perímetro de Protección es de fácil comprensión por planificadores, gestores y usuarios, y especialmente útil para transmitir a la opinión pública la necesidad de protección de las aguas subterráneas. A este respecto, los perímetros basados en la zonación del área a proteger son muy adecuados ya que facilitan la comprensión del carácter dinámico de las aguas subterráneas, independientemente de lo inconsistente de su establecimiento frente a contaminantes conservativos, contaminantes no conservativos de comportamiento desconocido, en condiciones dinámicas de explotación, o con insuficiente conocimiento del medio hidrogeológico.

La aceptación de estos instrumentos de protección, fundamentalmente los Perímetros de Protección, supone la asunción por parte de los usuarios de unas normas restrictivas que pueden

entrar en conflicto con otras previas, con intereses económicos, o simplemente con prácticas (agrarias fundamentalmente) arraigadas en la población. Todo ello hace aconsejable la observación de ciertas normas, como evitar aquellas tendentes a la "sobreprotección" de un entorno no sometido a excesiva presión antrópica, o aquellas con una relación coste/beneficio no justificado.

La concienciación mediante la participación activa en el control de la contaminación de usuarios y presuntos contaminadores y el establecimiento de foros con participación de todos los sectores implicados en las aguas subterráneas puede ser útil para establecer medidas efectivas de protección y potenciar la investigación para un mejor conocimiento hidrogeológico.

1.4. Las dificultades jurídico-administrativas para la protección de captaciones (Sr. Sánchez)

La implantación de perímetros de protección en captaciones para abastecimiento urbano es objeto del programa nº 7 del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (1994), dotado con un presupuesto de 20.000 MPta para realizar perímetros en las fuentes de suministro de toda población con más de dos mil habitantes. Cuatro años después el programa no se ha iniciado, centrándose la única actividad reseñable en la propuesta metodológica para su diseño. La situación es debida a la inexistencia de demanda social, quizás por que la mayoría de los doce millones de ciudadanos abastecidos corresponden al ámbito rural, con baja presión antrópica, en donde ciertamente la contaminación no constituye en la actualidad un problema acuciante.

La inexistencia de demanda sugiere la posibilidad de implantarlos desde la oferta, es decir, desde la administración. A este respecto, la normativa se manifiesta insuficiente ya que la Ley de Aguas faculta a los organismos de cuenca para establecerlos pero no obliga a ello, ni están obligadas las entidades gestoras de abastecimiento y Ayuntamientos a recabar una protección cuya posibilidad incluso desconocen que exista.

La modificación normativa debería consistir en la obligatoriedad de la implantación de los perímetro de protección; pero esta posibilidad está vedada desde la legislación de aguas ya que los condicionantes de uso del suelo que imponen los perímetros solo pueden ser impuestos por las autoridades legalmente facultadas para ella: Ayuntamientos y las Comunidades autónomas. Del mismo modo, la revisión de la Ley del Suelo no pudo recoger las sugerencias del Ministerio de Medio Ambiente al respecto y que los perímetros de protección recibieran el tratamiento de zona no urbanizable en los Planes Generales de Ordenación Urbana, pues dicho precepto incurriría en inconstitucionalidad al invadir competencias asignadas a las CCAA. La única posibilidad de implantación del deseado cambio normativo queda, pues, restringido al ámbito autonómico o a su imposición desde la Directiva Marco de la Unión Europea sobre Política de Aguas.

En tales condiciones, las posibilidades de la autoridad hidráulica en esta materia queda restringida a actuaciones unilaterales de oficio (en caso de captaciones en riesgos inminentes), a actuaciones a instancia del organismo interesado, sea Ayuntamientos o CCAA, o bien, vía convenio con estas últimas. Esta posibilidad puede ser la más factible para abordar de manera masiva la protección de las captaciones, pero para ello es necesario involucrar a los órganismos competentes en ordenación del territorio y abastecimientos urbanos. La finaciación debería ser sufragada por las comunidades autónomas, con aportación financiera de Ministerio de Medio Ambiente.

1.5. La situación en la Comunidad Autónoma del País Vasco (C.A.P.V.) (Sr. Tamés)

Los medios de protección de la calidad de las aguas subterráneas en la C.A.P.V. provienen, además de la legislación general del Estado, de normas y leyes propias que tienen tres procedencias principales: La protección medio-ambiental, los planes de urbanismo y la propiamente hidráulica. Dentro del primer grupo cabe destacar la Ley General de Protección del Medio Ambiente, en la que expresamente se cita la necesidad de garantizar la calidad de las aguas subterráneas, delimitando zonas de recarga y la vulnerabilidad frente a la contaminación; el Decreto 10/XII/1994 sobre desechos y residuos sólidos urbanos, en donde se límita la aptitud de los terrenos para recibir residuos inertes o inertizados a aquellos que posean un permeabilidad inferior a 10^{-5} m/s y el Plan Director para la Protección del Suelo, en el que también tiene un papel relevante la protección de las aguas.

En materia de ordenación del territorio, las Directrices de Ordenación del Territorio tienen la peculiaridad de regular el uso y las actividades en función de la vulnerabilidad de los acuíferos, y en el caso concreto de los planes territoriales de Guipuzcoa se citan expresamente las zonas a proteger según este mismo criterio. En otros planes urbanísticos concretos se limitan los usos del terreno según la vulnerabilidad de los acuíferos subyacentes.

En materia hidráulica, la actual Dirección General del Agua -y, en el futuro, el organismo que la sustituya- será responsable de declarar la sobreexplotación y de establecer los perímetros de protección. Los correspondientes a los acuíferos de Guernica y Kilimón se encuentran en estos momentos en fase de realización.

Las principales herramientas con las que ha contado la administración vasca para desarrollar su política de protección de acuíferos han sido los mapas de vulnerabilidad y la cartografía hidrogeológica de País Vasco, desarrolladas ambos por el Ente Vasco de la Energía, con la colaboración de la Universidad del País Vasco y las Diputaciones Forales.

1.6. La Contaminación por Actividades Industriales. Situación en España (Sr. Niñerola)

La contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales presenta peculiaridades propias que la diferencian notablemente de la generada por otras fuentes de contaminación. Estas se pueden concretar en la naturaleza de las sustancias implicadas, el carácter puntual de los focos de contaminación, los mecanismos de incorporación del contaminante y el carácter masivo de esta incorporación.

Todo ello configura un escenario diferente del producido por la contaminación difusa que se incorpora desde superficie de una manera relativamente constante en el espacio y en el tiempo, cuyos parámetros pueden ser asimilados sin grandes inconvenientes a variables de estado del acuífero. Aquí, el concepto Riesgo adquiere importancia frente al de Vulnerabilidad, y hace que de entre los instrumentos de protección disponibles adquieran mayor protagonismo los Perímetros de Protección y las medidas de Prevención.

Las sustancias involucradas suelen ser derivados del petróleo, disolventes industriales, biocidas, metales pesados, y, en general, efluentes generados en los procesos industriales, a los que hay que añadir la actividad minera y la infiltración de contaminantes desde eras de acopio y almacenamien-

to de productos contaminantes, los cuales se incorporan al acuífero por causas diversas, pero casi todas ellas encuadrables en tres apartados bien definidos: operaciones inadecuadas, negligencias y accidentes, por lo que, excepción hecha de la actividad minera, se puede admitir que este tipo de contaminación no es inherente a la actividad que la genera y, salvo accidentes, puede ser evitada mediante la observanción de códigos de buenas prácticas.

A las dificultades que plantea la complejidad inherente a los procesos de movilidad, persistencia y atenuación, se une los mecanismos de incorporación al acuífero, con frecuencia independientes de los episodios de procesos de recarga natural, en los que es relativamente frecuente la introducción clandestina del contaminante en el subsuelo con el fin de hacer desaparecer un efluente indeseable, prescindiendo así de los procesos de atenuación que brinda la ZNS. A esto hay que añadir el carácter fuertemente tóxico del contaminante y su incorporación masiva, con insuficiente dilución, lo que puede obligar, una vez detectado el problema a costosos, y no siempre eficaces, procesos de limpieza y regeneración.

Las circunstancias que concurren en este tipo de contaminación hace que cada caso sea peculiar y requiera medidas propias, y que la prevención mediante apropiadas redes de vigilancia sea necesaria. Para ello no bastan las redes de control convencionales; deben estar diseñadas para el proceso específico que se quiere vigilar, y deben ser controladas por los presuntos contaminadores bajo la supervisión de los organismos competentes. Estas redes pueden ser rentables económicamente ya que son útiles para detectar fugas de productos de alto valor económico.

La situación de la contaminación industrial en España es dispar, aunque en general desconocida. De este triste panorama, hay que hacer la salvedad de Cataluña, cuya actividad en el campo de la prevención y de la regeneración se ha intensificado en los últimos años. Se detecta, sin embargo, creciente concienciación con respectos a estos problemas y progresiva tendencia a admitir medidas de prevención y control por parte de empresas industriales; no así para investigar, evaluar, regenerar y, en suma, asumir responsabilidades de episodios pasados de contaminación.

Desde el punto de vista de la administración, la normativa para implantar un efectivo control de la contaminación industrial es compleja, y sobre el papel cumple con un buen número de los requisitos exigibles por la Propuesta de la Directiva Marco de la Unión Europea sobre Política de Agua en su línea de acción nº 4 (Control de la Contaminación por Fuentes Puntuales), con la excepción de dos de ellos ciertamente importantes: las relativas al inventario de fuentes puntuales de contaminación y a la prevención y control integrados de la contaminación.

En la práctica las carencias son mucho más importantes. Así, las actividades previstas en el programa nº 10 del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas (Prevención y corrección de la contaminación por actividades industriales) no consta que se haya iniciado; el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados, dotado con 132.000 MPta, no parece que alcance ni mucho menos el ritmo de inversiones que se requiere para alcanzar los objetivos planteados, y las disposiciones legales contempladas en la Ley de Aguas (y su Reglamento) relativas a las prohibiciones de vertidos en acuíferos, su régimen económico-financiero, e inflaciones y sanciones, se revelan manifiestamente ineficaces.

Todo ello induce a la percepción de falta de coordinación y desconocimiento de las actuaciones que realizan las diferentes administraciones que tienen competencia en Medio Ambiente, incapaci-

dad de las administraciones para hacer cumplir sus propias normas, barahúnda competencial, y falta de técnicos especializados. El panorama en estas circunstancias no induce al optimismo respecto a las posibilidades de que España pueda cumplir en el plazo requerido las exigencias de la Directiva Marco de la Unión Europea sobre Política de Aguas.

3. RESUMEN DEL DEBATE

Las cuestiones que suscitaron mayor interés en un debate de corta duración estaban relacionadas con la problemática de los perímetros de protección, coordinación entre organismos y experiencias en otros paises para adecuar sus normativas e infraestructuras a la directiva europea.

Perímetros de Protección

- Ante la falta de demanda por parte de los interesados, se considera la conveniencia de que la administración hidráulica sea la que asuma la iniciativa de establecer convenios con las CCAA y ayuntamientos para abordar el establecimiento de perímetros de protección.

- Ante el requerimiento de información sobre los perímetros de protección con relación a los vertidos de purines, no hay constancia de que se haya establecido ninguno acuciado por esta problemática. En algunos paises europeos no se permite la aplicación de purines al suelo dentro de la zona de protección sanitaria correspondiente a un tiempo de tránsito por zona saturada de 50 días.

- En Chequia, el coste de las restricciones impuestas en la zona de protección sanitaria (tiempo de tránsito de 50 días) corre a cargo de los usuarios.

Coordinación Institucional

- La coordinación entre los diferentes organismos con competencias en la prevención de la contaminación es problemática incluso dentro de una misma administración autonómica. Se cita el caso de la CAPV, en donde a pesar de la dispersión de competencias existente, la buena predisposición de las partes ha permitido trasponer a su ordenamiento legal iniciativas de gran importancia para la protección de los acuíferos, tal como se indica en el apartado 1.5. de este resumen.

- Existen divergencias sobre la conveniencia de crear un organismo que coordine las tareas de regular, aprobar y autorizar actividades potencialmente contaminantes. Según la corriente de opinión contraria, ello contribuiría a enmarañar aún más el panorama actual, y apunta como solución la mejora de la colaboración mediante comisiones técnicas.

Experiencias en Chequia

- Sale a colación algunas de las actuaciones y medidas administrativas tomadas en Chequia en el marco de una ley general que es aplicada e interpretada por las autoridades locales. Se contemplan actuaciones tales como: Necesidad de estudio de impacto ambiental para el establecimiento de estaciones de servicio; imponer un plazo de tres años para adecuar los vertederos de RSU (el 60% hubo de ser clausurado), Mantener una red de vigilancia partiendo de la nada (en 1999 debe entrar en funcionamiento), etc. De su sucinta descripción se deduce una firmeza política que contrasta con las vacilantes actuaciones de la administración hidráulica y medio ambiental española.

4. CONCLUSIONES

A juicio del relator, las conclusiones a obtener de la mesa Redonda son las siguientes:

- La protección de las aguas subterráneas en España requiere un reforzamiento normativo, su toma en consideración dentro de los planes de ordenación del territorio y una mayor concienciación ciudadana. Los Mapas de Vulnerabilidad y los Perímetros de Protección constituyen los más valiosos instrumentos con los que se cuentan para la prevención de la contaminación

- La vulnerabilidad de los acuíferos en modo alguno puede ser considerada como una propiedad absoluta. Su evaluación presenta notables dificultades, pues con frecuencia se adolece del suficiente conocimiento del medio hidrogeológico y de los mecanismos de atenuación en la ZNS frente a contaminantes específicos.

- La plena aceptación de los Mapas de Vulnerabilidad requiere que sean elaborados de acuerdo con metodologías contrastadas y su contenido logre un correcto equilibrio entre la escala de representación, densidad de puntos de observación, objetivos y comprensibilidad. Las tomas de decisiones con base a estos documentos deben ser efectuadas con asesoramiento de técnicos competentes que conozcan los límites de uso de estas herramientas.

- El concepto de Perímetro de Protección es de fácil compresión para los planificadores y usuarios. No obstante, su implantación puede estar lastrada por una insuficiente concienciación ciudadana, excesiva "sobreprotección", o la adopción de medidas con una relación coste/beneficio no justificada o excesiva. El concenso y la participación activa de usuarios y presuntos contaminadores en el control de la contaminación se vislumbra como una estrategia adecuada para conseguir su implantación.
- El número de perímetros de protección en España es muy bajo, con alto grado de incumplimiento de lo previsto al respecto en el programa nº 7 del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas. La escasa demanda de este instrumento de prevención sugiere su implantación desde la oferta por parte de las administraciones. La normativa vigente se manifiesta insuficiente.

- La posibilidad de implantación obligatoria de perímetros de protección es inviable en el marco de la legislación de aguas y del suelo por invadir competencias atribuidas en exclusiva a las

CCAA en materia de planificación territorial. La única posibilidad de hacerlo está restringido al ámbito autonómico o a su imposición desde la Directiva Marco de la Unión Europea sobre Política de Aguas. Mientras tanto, la vía del convenio entre organismos se vislumbra como la más factible.

- La situación de la contaminación por focos puntuales en España es, en general, mal conocida por falta de redes de observación específicas y lo inadecuado para este fin de las redes generales actualmente vigente. Parte importante de los profesionales tienen la percepción de que la situación real al respecto puede ser mucho más grave de lo actualmente conocido.

- Los programas de acción en materia de prevención y protección de acuíferos previstos en el Libro Blanco de las Aguas Subterráneas, o no se han iniciado o llevan una vida lánguida y penosa. Otros proyectos de interés, como el Plan Nacional de Cartografía Medio Ambiental, se encuentran definitivamente aparcados. La insuficiente disponibilidad de fondos económicos en una época de bonanza económica parece reflejar ausencia de la necesaria voluntad política.

- El grado de complejidad del marco institucional español en modo alguno facilita la aplicación de políticas eficaces en la lucha contra la contaminación. La situación competencial puede ser calificada sin ambages, de barahúnda, con organismos centrales deficientemente dotados de personal especializado, y otros de la administración autonómica con este mismo problema, y que, a veces, muestran mayor disposición a hacerse con unas competencias que a ejercerlas.

- La colaboración entre organismos no es óptima. Con frecuencia se desconocen las actuaciones que realizan las distintas administraciones, y no siempre existen canales de comunicación que faciliten el transvase de información, sin que la buena voluntad pueda suplir estas carencias. Se echa en falta la ausencia de un organismo que coordine las tareas de regular, aprobar y autorizar actividades potencialmente contaminantes.

- La adecuación de la normativa española a las exigencias de la directiva comunitaria sobre política de aguas está lejos de ser una realidad. Su cumplimiento exigirá un cambio de actitud de las administraciones, notable esfuerzo legal, económico y técnico, formación de personal especializado y desarrollo de programas de I+D. Las dudas de que todo ello se pueda conseguir en los plazos requeridos están plenamente justificadas.

TEMA 5:

ASPECTOS TÉCNICO-LEGALES DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

CONFERENCIA N.5.1.: ALGUNAS NOTAS SOBRE LOS DELITOS CONTRA EL MEDIO AMBIENTE EN EL CÓDIGO PENAL DE 1995, CON REFERENCIA A LA TEMÁTICA DE LAS AGUAS

VERCHER NOGUERA, Antonio*

(*) Fiscal del Tribunal Supremo. Fiscalía General del Estado. Fortuny, 4. 28010 MADRID

INTRODUCCIÓN

Se ha presentado toda suerte de argumentaciones por parte de algunos sectores expresando su oposición al uso del Derecho penal para la protección del medio ambiente. Por evidentes limitaciones de tiempo y contexto no podemos abundar en las mismas, ni extendernos para aceptarlas o rebatirlas. Baste señalar que, paralelamente a tales argumentaciones, existen otras corrientes doctrinales y sociales que sí consideran imprescindible esa forma de protección penal. En todo caso, y eso es lo más importante, el uso del Derecho penal para la protección del medio ambiente obedece, ni más ni menos, a todo un mandato constitucional. Es la propia Carta Magna la que en el párrafo 3º del artículo 45 expresa de manera taxativa ese mandato[1]. Y fue eso precisamente lo que en su momento llevó al legislador español a incorporar una disposición penal protectora del medio ambiente. Así pues, con la reforma de 1983 el legislador incorporó el artículo 347 bis[2] al Código Penal en aquel momento en vigor.

El Código Penal de 1995 ha supuesto una evolución importante en relación con aquel sistema inicial. Con la aprobación por Ley orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del nuevo Código Penal,

[1] Según el artículo 45 de la Constitución:

"1. Todos tienen derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo.

2. Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.

3. Para quienes violen lo establecido en el apartado anterior, en los términos que la Ley fije se establecerán sanciones penales o, en su caso, administrativas, así como la obligación de reparar el daño causado".

[2] El artículo 347 bis establecía:

"Será castigado con la pena de arresto mayor y multa de 175.000 a 5.000.000 de pesetas, el que, contraviniendo las Leyes o Reglamentos protectores del medio ambiente, provocare o realizare directa o indirectamente emisiones o vertidos de cualquier clase en la atmósfera, el suelo o las aguas terrestres o marítimas, que pongan en peligro grave la salud de las personas o puedan perjudicar gravemente las condiciones de la vida animal, bosques, espacios naturales o plantaciones útiles.

(continúa ...)

se da mayor amplitud al anterior sistema y se introducen varios preceptos. Lo cual nos sitúa en una nueva e interesante fase en la evolución de los delitos contra el medio ambiente en el Derecho penal español.

Palabras Clave: *Delito, medio ambiente, Código Penal 1995, aguas.*

LA SISTEMÁTICA DEL CÓDIGO PENAL DE 1995 EN RELACIÓN CON LOS DELITOS CONTRA EL MEDIO AMBIENTE

Tal como adelantábamos, con el Título XVI del Libro II del Código Penal de 1995 se da un importante paso hacia un nuevo sistema de protección ambiental. Este nuevo sistema es mucho más completo y amplio que el que viene a sustituir, integrado en esencia por el anterior artículo 347 bis. Esta norma, tal como se desprende de la lectura de su contenido, venía exclusivamente referida a las emisiones y vertidos realizados en específicos contextos y cuando supusieran o implicasen un determinado tipo de peligro.

El Título XVI está integrado por cinco capítulos, que comprenden desde el artículo 319 al artículo 340, ambos inclusive. El contenido del Capítulo I viene referido a los delitos contra la ordenación del territorio. Se trata de una materia que procede, en esencia, de la normativa administrativa y trata de poner freno a los desmanes y abusos que desde el punto de vista urbanístico se han venido produciendo en nuestro país.

El Capítulo II está dedicado a los delitos contra el patrimonio histórico y su elaboración obedece también a un planteamiento abusivo similar al anterior, propio de un país con importantes riquezas histórico-artísticas.

El Capítulo III es el que regula los delitos contra el medio ambiente propiamente dichos e incorpora un importante número de novedades que implican una significativa mejora frente al sistema del Código Penal anterior. Mejoras perceptibles, además, a través de la simple lectura de los preceptos que los integran.

El Capítulo IV integra los delitos relativos a la protección de la flora y fauna. Supone este Capítulo, también, un significativo avance frente al sistema anterior enmarcado en diversas leyes

[2](continúa ...)

Se impondrá la pena superior en grado si la industria funcionara clandestinamente, sin haber obtenido la preceptiva autorización o aprobación administrativa de sus instalaciones o se hubiera desobedecido las órdenes expresas de la autoridad administrativa de corrección o suspensión de la actividad contaminante, o se hubiere aportado información falsa sobre los aspectos ambientales de la misma o se hubiere obstaculizado la actividad inspectora de la Administración.

También se impondrá la pena superior en grado si los actos anteriormente descritos originaren un riesgo de deterioro irreversible o catastrófico.

En todos los casos previstos en este artículo podrá acordarse la clausura temporal o definitiva del establecimiento, pudiendo el Tribunal proponer a la Administración que disponga la intervención de la empresa para salvaguardar los derechos de los trabajadores".

especiales (Caza, Montes, Pesca, etcétera) y en las que se venía a proteger el derecho a practicar actividades cinegéticas o a aprovechar determinados usos. Con el nuevo Código Penal la Disposición Derogatoria Única 1. e) elimina los preceptos penales sustantivos de esas leyes penales especiales. A su vez, y de acuerdo con la nueva línea, el Capítulo IV pasa a proteger la flora y la fauna como elementos integrantes del equilibrio ecológico, que es a su vez un aspecto esencial del medio ambiente.

Finalmente, el Capítulo V incorpora una serie de disposiciones comunes aplicables a los capítulos anteriores.

LOS DELITOS CONTRA EL MEDIO AMBIENTE PROPIAMENTE DICHOS

Tal como adelantábamos, el nuevo sistema se encuentra ubicado dentro del Capítulo III, del Título XVI, del Libro II, que lleva por título **"De los delitos contra los recursos naturales y el medio ambiente".**

El primer aspecto que importa poner de relieve es la inclusión de nuevas conductas típicas como son el establecimiento de vertederos de residuos tóxicos o peligrosos, los atentados contra los espacios naturales protegidos, captaciones ilegales de aguas, supuestos de prevaricación especial para funcionarios y autoridades y otros aspectos de idéntico interés.

Sin embargo, algo más importante todavía es el hecho de que en la nueva regulación que introduce el Código Penal se recogen relevantes aportaciones procedentes tanto de la doctrina como de la jurisprudencia. En ese sentido, existe, por una parte, un ingente número de artículos y opiniones doctrinales que han acabado influyendo decisivamente en el legislador. Pero, además, las aportaciones jurisprudenciales han sido decisivas a la hora de conformar los nuevos tipos y sus respectivos contenidos. Así, la sentencia del Tribunal Supremo de 30 de noviembre de 1990 sirvió para configurar el bien jurídico protegido de este tipo de infracciones penales[3]; la sentencia de 14 de febrero de 1995 de la Audiencia Provincial de Valencia precisó que los aterramientos eran perfectamente equiparables a las **"emisiones y vertidos"** del antiguo 347 bis; la sentencia 127/1990, de 5 de julio del Tribunal Constitucional admitió la validez de las leyes penales en blanco en el contexto penal ambiental, etcétera.

Es decir, la experiencia desarrollada a través de los esfuerzos interpretativos del anterior artículo 347 bis no ha caído en absoluto en saco roto. Las limitaciones propias de su pobre redacción han sido superadas por el **"dictum"** que el legislador proporciona a los nuevos tipos, según tendremos ocasión de apreciar.

Es importante poner de relieve, además, que la nueva regulación introduce un inevitable sistema o principio de prevención, teniendo en cuenta las características propias del medio ambiente.

[3] Vide la interesantísima aportación de Ramón Martín Mateo sobre el concepto de medio ambiente y la configuración del Derecho ambiental. MARTÍN MATEO, R.: La Configuración del Derecho Ambiental por la STC 107/1995, de 26 de junio. En: Revista de la Asociación de Derecho Ambiental Español. Nº *1*. Enero de 1997. Pág.. 47 et seq.

Como es sabido, en el Derecho penal clásico el modelo de tipo delictivo que constituía el núcleo esencial de los Códigos Penales eran los delitos de lesión o, por lo menos, de peligro concreto de bienes jurídicos preponderantemente individuales. Ahora, sin embargo, y para proteger bienes jurídicos con marcado acento colectivo, universal o institucional, se recurre al sistema de delitos de peligro abstracto[4]. Se utiliza esta técnica para hacer recaer el acento de la protección en la institución o en los aspectos universales o colectivos cuyo resguardo se busca, quedando en segundo plano o muy difuminada la protección de los intereses individuales.

EL NUEVO ARTICULO 325 Y LOS TIPOS CUALIFICADOS

El artículo 325 es claro continuador de la línea marcada por el antiguo 347 bis; siendo seguidor incluso de su misma técnica legislativa y de sus características básicas. En ese sentido, se trata de una norma de peligro, manteniendo una pauta bastante común en los sistemas penales modernos, como ya hemos adelantado. Es decir, no hace falta que se produzca resultado alguno para que el delito se consume. Bastará con que se origine un peligro de perjuicio **"para el equilibrio de los sistemas naturales ... o para la salud de las personas"**, para que el delito se considere cometido. Se trata, además, de una norma de peligro concreto, como se ha preocupado de clarificar el intérprete judicial a lo largo de un importante número de resoluciones, poniendo cierto orden ante las muchas elucubraciones y discusiones doctrinales habidas al respecto.

Constituye también una norma penal en blanco. Aspecto este último, según hemos adelantado, que fue en su momento contestado y aceptado por el Tribunal Constitucional en distintas resoluciones judiciales (sentencias 127/90 y 62/94). El Tribunal admite su constitucionalidad, siempre que exista un reenvío normativo expreso y justificado en razón del bien jurídico protegido por la norma penal; que la ley además de señalar la pena comprenda el núcleo esencial de la prohibición y que satisfaga la existencia de certeza, debiéndose dar la suficiente concreción para que la conducta delictiva quede suficientemente precisada.

El sujeto activo del artículo 325, como en el caso del 347 bis, puede ser cualquier persona, al emplearse la expresión **"el que"**, sin exigir característica especial alguna a los autores. Es decir, a diferencia del artículo 319, sobre los delitos contra la ordenación del territorio, que exige que los autores revistan la cualificación de **"constructor, promotor o técnico director"** para poder ser considerados autores, el artículo 325 no exige cualificación alguna al respecto.

El artículo 347 bis, como es también sabido, fue en su momento amplia y profusamente criticado por la doctrina, habida cuenta los condicionamientos que lleva aparejado su limitado tipo a la hora de ofrecer una adecuada protección penal a la totalidad de aspectos ambientales que se puedan suscitar. Recordemos que al tipificar exclusivamente las acciones consistentes en **"emisiones o vertidos"**, de cualquier clase, en la atmósfera, el suelo o las aguas marítimas o terrestres, no se podía ofrecer protección frente a cualquier otro tipo de ataque, por muy perturbador o contaminante que el mismo pudiera resultar. Quedaban fuera, por lo tanto, conductas altamente perturbadoras del medio ambiente, tales como las actividades extractoras de minerales o áridos, las extracciones ilegales de aguas, etcétera.

[4] Vide MUÑOZ CONDE, F.: Principios Inspiradores del Nuevo Código Penal Español. En: Revista do Ministerio Publico. As Reformas Penáis em Portugal e Espanha. Diciembre de 1995. Pág.. 17.

Con su nuevo contenido, el artículo 325 castiga al que **"contraviniendo las Leyes u otras disposiciones de carácter general protectoras del medio ambiente, provoque o realice directa o indirectamente emisiones, vertidos, radiaciones, extracciones o excavaciones, aterramientos, ruidos, vibraciones, inyecciones o depósitos, en la atmósfera, el suelo, el subsuelo, o las aguas terrestres, marítimas o subterráneas, con incidencia, incluso, en los espacios transfronterizos, así como las captaciones de aguas que puedan perjudicar gravemente el equilibrio de los sistemas naturales"**. Además, el nuevo Código incorpora un incremento de la pena prevista en el supuesto anterior, **"si el riesgo de grave perjuicio fuese para la salud de las personas ... "**.

Como puede observarse, si bien se mantiene la fórmula amplia de sujeto activo que utilizaba ya el artículo 347 bis, **"el que"**, puesto que para cometer este delito no se requiere elemento subjetivo cualificador alguno, se amplían sin embargo tanto los elementos integrantes de la acción como los del objeto material del tipo. Por una parte, la antigua realización de emisiones o vertidos, **"de cualquier clase"**, se ve ampliada a las **"radiaciones, extracciones, excavaciones, aterramientos, ruidos, vibraciones, inyecciones o depósitos"**, añadiéndose además en la nueva redacción las **"captaciones de aguas"**. Se amplía también el elemento receptor de la acción contaminante, ya que junto a **"la atmósfera, el suelo y las aguas terrestres o marítimas"**, se agregan **"las aguas subterráneas y los espacios transfronterizos**.

Para el examen de los tipos cualificados debemos remitirnos también al artículo 347 bis, por ser, igualmente, el precedente de la regulación que al respecto introduce el nuevo Código Penal. Efectivamente, el nuevo artículo 326 agrava la pena en una serie de supuestos que, a excepción del apartado f) , referido a la extracción ilegal de aguas en período de sequía, ya se encontraban incluidos, con muy pocas diferencias, en los apartados segundo y tercero del artículo 347 bis.

El primer tipo cualificado, la clandestinidad, viene descrito por el Código como aquel supuesto en el que **"la industria o actividad funcione clandestinamente sin haber obtenido la preceptiva autorización o aprobación administrativa de sus instalaciones"**. Aunque la interpretación de este supuesto despertó en su momento algunas dudas, las mismas quedaron definitivamente despejadas a través de la sentencia de 26 de septiembre de 1994 al entender el Tribunal Supremo que el subtipo agravado de clandestinidad debe ser estimado en todos los casos en los que el funcionamiento de la industria se efectuare sin haber pedido u obtenido la debida autorización, aprobación o licencia que se prevén en las distintas normas ambientales que regulan la materia.

Los tres tipos cualificados siguientes, es decir la desobediencia, el falseamiento u ocultación de información y la obstaculización de la actividad inspectora de la Administración, no comportan problemas interpretativos especiales. Debemos limitarnos, en consecuencia, a remitir al lector al contenido específico de los mismos a los efectos de la correspondiente aplicación práctica[5].

Es sin embargo el tipo cualificado del apartado e), relativo a la producción de **"un riesgo de deterioro irreversible o catastrófico"**, el que puede comportar mayores problemas interpretativos.

---

[5] **"b) Que se hayan desobedecido las órdenes expresas de la autoridad administrativa de corrección o suspensión de las actividades tipificadas en el artículo anterior.**
c) Que se haya falseado u ocultado información sobre los aspectos ambientales de la misma.
d) Que se haya obstaculizado la actividad inspectora de la Administración"

Se trata de un concepto jurídico indeterminado de enorme complejidad y sobre el que existe una reducida y no excesivamente clarificadora jurisprudencia en el contexto que nos ocupa. En ese sentido, la sentencia del Tribunal Supremo de 30 de noviembre de 1990 adjetiva el daño como irreversible o catastrófico **"cuando el proceso acumulativo de los efectos degradantes del medio ambiente afecten sensiblemente a los bienes protegidos, -en este caso las masas arbóreas-, ocasionando su muerte, -necrosis-, en un ámbito tan extenso que permiten la calificación más agravada sin perjuicio de una hipotética y costosa reparación o repoblación que nunca podrán ser eficaces cuando, en casos como el presente, el anhídrido sulfuroso no sólo se difunde en la atmósfera sino que es absorbido por la masa arbórea y sedimenta en el suelo, haciendo imposible su regeneración espontánea"**. Como puede observarse, la técnica utilizada por el tribunal Supremo es una técnica descriptiva que, por sus características, pocas soluciones podrá aportar a la problemática que se suscite en la materia.

LAS EXTRACCIONES ILEGALES DE AGUAS EN PERIODOS DE RESTRICCIONES

Quizás la más importante novedad, según adelantábamos, es el tipo cualificado descrito en el apartado f) del artículo 326, en el sentido de que se produzca **"una extracción ilegal de aguas en período de restricciones"**. Ante la lógica carencia de pronunciamiento jurisprudencial alguno sobre la materia lo único que cabría pensar en el presente momento sobre el tema, es que debe de tratarse de una extracción de aguas realizada en un período de restricciones, que haya sido declarado como tal y siguiendo las pautas del artículo 56.1 de la Ley de Aguas de 2 de agosto de 1985[6] . Sin embargo, quizás la problemática pudiera ser más complicada de lo que esta simple aproximación sugiere.

En principio, para aplicar la agravación del artículo 326 f) se requiere una acción consistente en extracción de aguas subterráneas y además que esa acción se ejecute durante un período de restricciones. Pero, ¿qué cabe entender por período de restricciones? Nada concreta el Código Penal al respecto, ni es éste un término que tenga algún tipo de precedente en la historia legislativa penal española, al que recurrir con fines aclaratorios.

Sin embargo, si consideramos la tradicional dependencia que en toda esta materia se tiene respecto al ámbito administrativo, pudiera pensarse que la existencia del mismo exigirá la lógica declaración de un determinado período cronológico como período de restricciones por parte de la Autoridad administrativa. El problema radica en que la expresión **"período de restricciones"** tampoco viene regulada de manera expresa en la Ley de Aguas o en el Reglamento de Dominio Público Hidráulico.

[6] El artículo 56.1 de la Ley de Aguas señala que:
"En circunstancias de sequías extraordinarias, de sobreexplotación grave de acuíferos, o de similares estados de necesidad, urgencia o concurrencia de situaciones anómalas o excepcionales, el Gobierno mediante Decreto acordado en el Consejo de Ministros, oído el organismo de cuenca, podrá adoptar para la superación de dichas situaciones, las medidas que sean precisas en relación con la utilización del dominio público hidráulico, aun cuando hubiese sido objeto de concesión".

Sin embargo, tanto la Ley como el Reglamento, hablan de **"sobreexplotación de un acuífero"**[7]. Cabría plantearse la cuestión de si esa sobreexplotación, a la que alude la normativa legal, es el período de restricciones al que hace referencia el Código Penal.

Según nuestra modesta opinión, son conceptos distintos. En primer lugar, y ateniéndonos a su contenido puramente terminológico, la sobreexplotación es un concepto referido a una realidad física y palpable (el acuífero disminuye) , mientras que el período de restricciones es una pura plasmación cronológica en virtud de la cual se impone una obligación: reducir o paralizar los aprovechamientos de aguas. Además, tal como señala Gutiérrez Escudero, el concepto de sobreexplotación es muy reciente, **"realmente no aparece hasta que hace pocas décadas la intensa explotación de las aguas subterráneas provocada por la aparición de las bombas sumergibles produjo la crisis de algunas áreas"**[8]. En consecuencia, desde este punto de vista, la expresión **"período de restricciones"** obedece a un concepto anterior y más amplio que el término de sobreexplotación. Es anterior, es decir, no es tan reciente como el término sobreexplotación, tal como señala García Escudero. Pero, además, es más amplio. Cabría decir, coloquialmente, que las restricciones sobre un bien -en este caso el agua- existen o se declaran cuando nos hallamos ante un bien escaso y, además, por circunstancias del tipo que fuera, aumenta todavía más su escasez. En este caso, lógicamente, las restricciones se aplican a toda el agua, proceda ésta de donde proceda (subterránea, de manantiales, ríos, etcétera). La sobreexplotación, sin embargo, solamente es aplicable al agua procedente de acuíferos, según la normativa administrativa.

En consecuencia, la sobreexplotación solamente existe en las circunstancias que señala la propia normativa de aguas. Según el artículo 171.2 del Reglamento del Dominio Público Hidráulico: **"Se considerará que un acuífero está sobreexplotado o en riesgo de estarlo cuando se está poniendo en peligro inmediato la subsistencia de los aprovechamientos existentes en el mismo, como consecuencia de venirse realizando extracciones anuales superiores o muy próximas al volumen medio de los recursos anuales renovables, o que produzcan un deterioro grave de la calidad del agua. (...)También cuando la cuantía de las extracciones, referidas a los recursos renovables del acuífero, genere una evolución de éste que ponga en peligro la subsistencia a largo plazo de sus aprovechamientos"**. La doctrina también se ha referido a estos aspectos, así, según García Escudero existe sobreexplotación: **"cuando las extracciones alcanzan tal volumen que produce o puede producir de mantenerse éstas efectos indeseados en el acuífero o en las propias explotaciones"**[9].

---

[7] Para que un acuífero se declare sobreexplotado es necesario seguir una serie de pasos determinados por la normativa legal en vigor, es decir por la Ley de Aguas y por el Reglamento de Dominio Público Hidráulico. Así, el artículo 54.1 de la Ley de Aguas señala que: **"El Organismo de cuenca competente, oído el Consejo del Agua, podrá declarar que los recursos hidráulicos subterráneos de una zona están sobreexplotados o en riesgo de estarlo, debiendo a la vez imponer una ordenación de todas las extracciones para lograr su explotación más racional, y proceder a la correspondiente revisión del Plan Hidrológico".**

[8] GUTIÉRREZ ESCUDERO, J.D.: Experiencias sobre la Declaración de Acuífero Sobreexplotado en la Nueva Ley de Aguas. En: Jornadas sobre la Aplicación de la Nueva Ley de Aguas en la Gestión de las Aguas Subterráneas. Zaragoza 6, 7 y 8 de julio de 1988. Zaragoza: Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Zaragoza. 1988. Tomo I. Pág.. 164.

[9] GUTIÉRREZ ESCUDERO, J.D.: Op. cit. Pág.. 164.

En la sobreexplotación, además, se parte de una situación de interrelación entre los usuarios. Hay que tener en cuenta que todos los usuarios de un acuífero son interdependientes, de forma que la explotación que haga cada uno afecta y compromete a los demás. En ese sentido, tal como pone de relieve el García Escudero, la sobreexplotación de un acuífero es más parecida a la explotación de un caladero pesquero que a una explotación minera[10]. Gómez Mardones utiliza un ilustrativo ejemplo de esa interrelación: **"Puede ocurrir que el dueño legal de un pozo se disponga a extraer agua y se lo encuentre vacío. La culpa podría ser de la sequía; pero si mira alrededor quizás descubra que el vecino de al lado ha hecho una perforación por su cuenta y le ha dejado sin agua"**[11]. Por contra, el período de restricciones nos lleva, terminológicamente, a colegir que afectaría a todo el mundo, es decir a todos los usuarios en general y no solamente a los usuarios de un determinado acuífero.

Todo ello sin olvidar, además, que la declaración de sobreexplotación de un acuífero no ha sido vista por un sector de la doctrina especializada en la materia como una solución a la problemática del constante e imparable vaciado de los acuíferos en el país[12]. Así pues, si existen ya deficiencias a nivel de su funcionamiento administrativo, no sería precisamente un acierto el poner especial énfasis en esta fórmula dentro del ámbito penal a la hora de clarificar el concepto debatido.

En nuestra opinión, el período de restricciones parece, si no terminológicamente equiparable, al menos es similar al concepto de período de sequía. Curiosamente, el artículo 56 de la Ley de Aguas sí se refiere a la situación de sequía grave. Así, según esta norma: **"En circunstancias de sequías extraordinarias, de sobreexplotación grave de acuíferos, o en similares estados de necesidad, urgencia o concurrencia de situaciones anómalas o excepcionales, el Gobierno, mediante Decreto acordado en Consejo de Ministros, oído el Organismo de cuenca, podrá adoptar, para la superación de dichas situaciones, las medidas que sean precisas en relación con la utilización del dominio público hidráulico, aun cuando hubiese sido objeto de concesión. La aprobación de dichas medidas llevará implícita la declaración de utilidad pública de las obras, sondeos y estudios necesarios para desarrollarlos, a efectos de la ocupación temporal y expropiación forzosa de bienes y derechos, así como la de urgente necesidad de la ocupación"**. Sin embargo, este supuesto, parece referido a casos de una gravedad inusitada que se exceden de los límites, incluso, del supuesto de período de restricciones a que se refiere el artículo 326 f) del Código Penal. Así se desprende del resto de términos que acompañan al termino cualificado **"sequía grave"** del artículo 56 de la Ley de Aguas. Observemos que en tal artículo se habla de

[10] GUTIÉRREZ ESCUDERO, J.D.: Op. cit. Pág.. 165.

[11] MARDONES GÓMEZ, I.: Obras Públicas Admite su Incapacidad para Controlar Pozos Ilegales. En: El País. 4 de Octubre de 1995. Pág.. 26.

[12] **"En mi opinión las consecuencias de tan desaforado acoso al recurso (acuíferos) no pueden corregirse con la actual Ley en la mano y de nada serviría la aplicación, por sí sólo, del artículo 171 del Dominio Público Hidráulico, dado que cada enfermedad precisa de su tratamiento y, en el presente caso, las implicaciones socioeconómicas están tan ligadas a la destrucción producida, por los beneficios económicos obtenidos, que la terapia única a través de esta Ley sólo podrá constatar la evolución de la catástrofe; pero poco más, por muchos expedientes sancionadores que se abran. Para tan grave catástrofe se precisa lo que prescribe la Ley; pero acompañada de otras normativas de interés social y contundentes, coadyuvantes en la gestión".** Vide ALMAGRO COSTA, J.: El Acuífero de la Mancha Occidental en sus 200 años de Esperanza y 10 de la Ley de Aguas. En: Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: Un Decenio de Experiencia. Actas de las Jornadas Celebradas en Murcia. Marzo de 1995. Tomo II. Madrid: Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Pág.. 156.

"estados de necesidad o urgencia" o de **"la concurrencia de situaciones anómalas o excepcionales".**

En consecuencia, e igualmente a nuestro humilde parecer, ante semejante planteamiento, es decir a la hora de resolver sobre la existencia de períodos de restricciones, deberá ser pues el propio órgano judicial penal que esté enjuiciando el tema, el que decida sobre la existencia de tal supuesto. Consideramos, a tal efecto, que el órgano judicial podrá decidir, bien directamente valiéndose para ello de los propios datos y pruebas que consten en el procedimiento, o bien plantear, si resultara oportuno, la correspondiente cuestión prejudicial sobre la materia al correspondiente órgano judicial administrativo. Cabría señalar a este respecto que, según algún sector doctrinal, en el nuevo Código Penal se ha producido una criminalización de extensas áreas de Derecho administrativo, lo cual aconseja recurrir, siempre que fuera posible, la técnica de la cuestión prejudicial devolutiva[13].

Cabría plantearse también la situación del elevadísimo número de pozos ilegales existentes en nuestro país y que no han sido registrados según exige la normativa de la Ley de Aguas. Aunque dicho sea con las lógicas limitaciones y la correspondiente provisionalidad, al no existir todavía jurisprudencia clarificadora al respecto, consideramos que para estos tipos de supuestos podría ser aplicable también la agravante de clandestinidad del apartado a) del artículo 326[14].

EL PROBLEMA DE LOS VERTEDEROS

El artículo 328 castiga a **"quienes establecieron depósitos o vertederos de desechos o residuos sólidos o líquidos que sean tóxicos o peligrosos y puedan perjudicar gravemente el equilibrio de los sistemas naturales o la salud de las personas"**. Al analizar este precepto, la mayoría de la doctrina insiste en la innecesariedad del mismo habida cuenta el más amplio y detallado contenido del artículo 325, que parece cubrir el mismo quehacer delictivo que contiene el artículo 328. Así se desprende también del análisis del debate parlamentario habido al respecto, al plantear el Partido Popular su posible incardinación dentro de un único artículo que es el actual 325.

Se ha venido a justificar, sin embargo, la permanencia de esta disposición ante la grave y lacerante problemática que supone la existencia de numerosísimos vertederos a lo largo y ancho del país. Se trata de una problemática puesta ya de relieve por la Fiscalía General del Estado a través

---

[13] Se trata, dice García de Enterría, de " ... **campos cuya complejidad jurídico-administrativa es manifiesta y que resultaría temerario dejar a la improvisación -tantas veces sin el debido rigor técnico, dicho sea con todos los respetos- que no son infrecuentes en los jueces penales en estos casos".** Vide GARCÍA DE ENTERRIA, E,: La Nulidad de los Actos Administrativos que sean Constitutivos de Delito ante la Doctrina del Tribunal Constitucional sobre Cuestiones Prejudiciales Administrativas Apreciadas por los Jueces Penales. En Particular, el Caso de la Prevaricación. En: Revista Española de Derecho Administrativo. No 98. Abril/junio 1998. Pág.. 242.

[14] Artículo 326 a):

"Se impondrá la pena superior en grado, sin perjuicio de las que puedan corresponder con arreglo a otros preceptos de este Código, cuando en la comisión de cualesquiera de los hechos descritos en el artículo anterior concurra alguna de las circunstancias siguientes:

a) Que la industria o actividad funcione clandestinamente, sin haber obtenido la preceptiva autorización o aprobación administrativa de sus instalaciones"

de la Circular 1/1990 sobre la Contribución del Ministerio Fiscal a la Investigación y Persecución de los Delitos contra el Medio Ambiente y que viene reiterándose casi sin pausa a través de las Memorias anuales de la Fiscalía General del Estado. En todo caso, si ello es así, lo único que cabría decir al respecto es que la existencia de disposiciones testimoniales en modo alguno favorecen los principios de seguridad y certeza jurídica esenciales para el adecuado funcionamiento y desenvolvimiento de un texto legal.

Se trata además de una disposición penal para regular una problemática que puede tener gran repercusión en las aguas subterráneas a través de las filtraciones y los lixiviados.

LA PREVARICACIÓN COMETIDA EN EL CONTEXTO AMBIENTAL

Históricamente, prevaricaba **"El que faltaba a las obligaciones de su oficio quebrantando la fe, palabra, religión o fundamento**[15]. En la actualidad la prevaricación ha sido definida como el incumplimiento malicioso o por ignorancia inexcusable de las funciones públicas que se desempeñan y que es, lógicamente, aplicable a autoridades y funcionarios.

Pues bien, aun existiendo una figura específica en el nuevo Código Penal para la prevaricación de funcionarios o autoridades (artículo 404) y otra para la autoridad judicial (artículo 446), el nuevo sistema penal ha venido a establecer una figura especial y agravada de prevaricación para los supuestos de atentados contra el medio ambiente en el artículo 329. Recordemos que la intervención administrativa en los temas ambientales no solamente es necesaria, sino también inevitable y elemental. El artículo 45.2 de la Constitución Española establece que: **"Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva"**. Es decir, es a la Administración a quien constitucionalmente corresponde la gestión del medio ambiente, lo cual implica reconocer, a su vez, la obligación de garante que la misma asume y los derechos y deberes implícitos a tal asunción. Así pues, mediante esta norma penal el legislador quiere dar respuesta a las numerosas críticas efectuadas por parte de la doctrina, y especialmente de Jueces y Fiscales, a la actitud pasiva y tolerante que frecuentemente observa la Administración en supuesto de atentados contra el medio ambiente.

En ese sentido es sintomático el contenido de algunos párrafos de la Circular 1/1990 de la Fiscalía General del Estado, de los que es claro exponente el siguiente: **"La especulación, con grandes beneficios para quienes la promueven, así como en ocasiones, la ausencia del debido control por los Ayuntamientos, a veces más prestos a aliviar las arcas municipales por los ingresos por licencias que a velar por la debida ordenación del territorio y del medio ambiente, hacen que los vertidos y residuos de pueblos y urbanizaciones que surgen sobre las costas y las playas, no están en condiciones de cumplir con las mínimas exigencias de respeto al medio ambiente"**.

Es indicativo también que la misma Circular 1/1990 de la Fiscalía General del Estado denunciara el perturbador actuar de algunos Municipios que frecuentemente se constituyen en verdade-

[15] Vide Diccionario Judicial que contiene la explicación y significación de las voces que están más en uso en los Tribunales de Justicia. Madrid: Imprenta de D. Miguel de Burgos. Septiembre de 1831. Pág.. 190.

ros centros de producción, muy alejados de su quehacer tradicional. Así, la Fiscalía General del Estado precisa lo siguiente: **"Es evidente que en un principio existían notables diferencias entre la razón de existir de una empresa y un Municipio, pues sólo aquellas estaban guiadas por un afán de lucro o beneficios económicos. Pero esa diferenciación poca aplicación tiene en la actualidad. Los modernos centros urbanos, complejos residenciales, núcleos turísticos y otros centros de población, se alzan y constituyen regidos por unos principios estrictamente económicos, muy distantes de los principios tradicionales. Por ello, y pudiendo ser sus vertidos tan perjudiciales como los de una empresa cualquiera, no debe descartarse la actuación penal contra las autoridades locales si se aprecian situaciones abusivas"**.

Pues bien, estas consideraciones de la Fiscalía General del Estado eran ya entonces un claro aviso a navegantes sobre la existencia de anormalidades e irregularidades medioambientales en las que pudieran estar incursas autoridades o funcionarios públicos. No constituye, por lo tanto, sorpresa alguna la aparición de nuevas disposiciones legales del tipo del artículo 329. Esta regulación es, más bien, muestra de un inefable deseo del legislador de cubrir todas y cada una de las posibilidades delictivas que esta materia ofrece o suscita.

Posiblemente por esa razón, el contenido del artículo 329, que castiga a la **"Autoridad o funcionario público que, a sabiendas, hubiere informado favorablemente la concesión de licencias manifiestamente ilegales que autoricen el funcionamiento de las industrias o actividades contaminantes ... o que con motivo de sus inspecciones hubieren silenciado la infracción de Leyes o disposiciones normativas de carácter general que las regulen... así como la adopción o votación, en cuerpo colegiado, de la resolución a sabiendas de su injusticia"**, amplía el concepto tradicional de prevaricación. Esa ampliación obedece, sin lugar a dudas, a la necesidad de afrontar de manera eficaz y efectiva el tipo de problemática anteriormente descrita.

Lógicamente, para la determinación de qué se entiende por autoridad o funcionario tendremos que remitirnos al artículo 24 del Código Penal[16]. A su vez, será aplicable al artículo 329 la amplísima jurisprudencia existente sobre la prevaricación, con las salvedades propias debidas a las novedades que introduce el artículo objeto de análisis[17].

CONSIDERACIONES FINALES

Tal como hemos tenido ocasión de señalar, uno de los más interesantes aspectos de la nueva regulación es el hecho de que incorpora una importante lista de supuestos que la propia aplicación práctica del antiguo 347 bis ha venido exigiendo. Pero, además, según hemos apreciado también al examinar el contenido del nuevo artículo 325, se amplia tanto la acción como el objeto material del tipo.

[16] Según el artículo 24:

"1. A los efectos penales se reputará autoridad al que por sí solo o como miembro de una corporación tribunal u órgano colegiado tenga mando o ejerza jurisdicción propia. En todo caso, tendrán la consideración de autoridad los miembros del Congreso de los Diputados, del Senado, de las Asambleas Legislativas de las Comunidades Autónomas y del Parlamento Europeo. Se reputarán también autoridad a los funcionarios del Ministerio Fiscal.

2. Se considerará funcionario público todo el que por disposición inmediata de la Ley o por nombramiento de autoridad competente participe en el ejercicio de funciones públicas".

El artículo 326, aunque sigue conteniendo aspectos que resultan dificultosos y confusos, busca una visión más práctica y eficaz del sistema, regulando una serie más amplia de tipos cualificados en una disposición penal aparte.

Pero además, la nueva regulación penal intenta resolver otras graves anomalías que la propia práctica acabó poniendo de relieve. Por ejemplo, la ausencia de tratamiento penal alguno contra los funcionarios o autoridades responsables de atentados contra el medio ambiente, que era uno de los más serios problemas con los que tuvo que lidiar la anterior legislación.

A mayor abundamiento, el hecho de que el artículo 331[18], incorporado a la nueva regulación, tipifique la posible realización por imprudencia de los diferentes supuestos descritos a lo largo del Capítulo III y en base al nuevo sistema que introduce el artículo 12 del Código Penal[19], o la sanción que el artículo 330[20] viene a establecer al que dañare gravemente alguno de los elementos que hayan servido para calificar un espacio natural protegido, supone un claro deseo de ajuste práctico por parte del legislador. No hay que descartar, no obstante, que el futuro desarrollo de la materia suscite nuevas posibilidades o nuevas perspectivas que aconsejen, a su vez, nuevas líneas de actuación.

En todo caso, cualquier evolución exigirá casi inevitablemente un ajuste y una adaptación que en todo momento deberá reflejar la legislación en vigor. De no ser así, la norma penal corre el riesgo de vivir a espaldas de la realidad y de convertirse en un mero instrumento ornamental. Hasta el momento nos parece que la intención del legislador es esencialmente práctica. Habrá que ver ahora cual es el futuro desarrollo de los acontecimientos y la perspectiva que adopta el poder judicial a la hora de aplicar la nueva normativa. Ese será, sin lugar a dudas, el siguiente paso y, a su vez, el más importante desafío.

---

[17] Vide VERCHER NOGUERA, A.: La Especial Forma de Prevaricación de los Delitos contra la Ordenación del Territorio. En: La Ley. 30 de enero de 1997. Se trata de un comentario realizado al artículo 320 del Código Penal, sin embargo muchas de las consideraciones realizadas a la citada disposición son perfectamente aplicables al artículo 329.

[18] El artículo 331 señala:
"Los hechos previstos en este Capítulo serán sancionados, en su caso, con la pena inferior en grado, en sus respectivos supuestos, cuando se hayan cometido por imprudencia grave".

[19] Artículo 12:
"Las acciones u omisiones imprudentes sólo se castigarán cuando expresamente lo disponga la Ley".

[20] Artículo 330:
"Quien en un espacio natural protegido, dañara gravemente alguno de los elementos que hayan servido para calificarlo, incurrirá en la pena de prisión de uno a cuatro años y multa de doce a veinticuatro meses".

CONFERENCIA N.5.2.: ASPECTOS TÉCNICO-LEGALES DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN ESPAÑA: VISIÓN DESDE LA INVESTIGACIÓN

SANZ RUBIALES, Íñigo*

(*) Profesor Titular de Derecho Administrativo. Universidad de Valladolid
Facultad de Derecho. Plaza de la Universidad, s/n. 47002 VALLADOLID

RESUMEN

El marco legal sobre la contaminación de las aguas subterráneas en España está constituido por la vigente Ley de Aguas, sus Reglamentos de desarrollo, y otras leyes que inciden en la materia, como la Ley de Residuos, el Código Penal, etc.

La Ley de Aguas parte de la naturaleza pública de las aguas subterráneas y de los principios de ciclo único, de unidad de gestión y de unidad de cuenca.

Los instrumentos previstos por la Ley para la protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación se centran en la prohibición de vertidos contaminantes, el sometimiento a autorización de las actividades potencialmente contaminantes, la creación de perímetros de protección de aguas subterráneas, un completo sistema de sanciones administrativas y un régimen de responsabilidad patrimonial; todo, enmarcado en los Planes hidrológicos.

Sin embargo, la Ley no prevé la contaminación de fuentes difusas ni el control integrado de la contaminación. Además, tampoco fomenta el ahorro de agua, y tanto la pasividad administrativa como la excesiva dependencia de los Planes hidrológicos hacen de aquélla una norma poco eficaz.

La futura normativa europea sobre aguas subterráneas incidirá en estas carencias, al imponer una tarifación del uso del agua (que redundará en el ahorro del recurso), la prevención de accidentes, y el control de la contaminación difusa.

Ahora bien, muchas de las técnicas a las que recurren las futuras normas europeas están ya en la Ley española, aunque insuficientemente aplicadas: la gestión unificada de todos los recursos hídricos por cuencas, la planificación, el sistema de sanciones, el sometimiento a autorización de toda actividad potencialmente contaminante, la protección territorial de los acuíferos, etc.

Por todo ello, se puede concluir que es precisa una mejor aplicación administrativa de las previsiones legales.

Palabras Clave: *Contaminación, aguas subterráneas, España, marco legal.*

MARCO LEGAL SOBRE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN ESPAÑA

Tradicionalmente en España se ha venido prestando escaso interés a la protección de la calidad de las aguas subterráneas, tanto por el legislador como por la Administración, aunque se conocen graves situaciones de contaminación en numerosos acuíferos.

Sin embargo, la Ley 29/85, de 2 de agosto, de Aguas, incide de lleno en la regulación de la calidad de las aguas subterráneas, desde una perspectiva novedosa, que se pone de manifiesto en los principios inspiradores del específico régimen jurídico: los principios de ciclo único (art. 1.2), de unidad de cuenca (art. 16) y de unidad de gestión. Todo ello, sobre la base de: a) la demanialización de las aguas subterráneas (DEL SAZ (1980)) y b): la consideración de los Planes hidrológicos como instrumentos indispensables para la eficacia de la Ley:

a) El carácter demanial (de alcance relativo, a la luz de las Disposiciones transitorias 2ª y 3ª de la Ley) afecta, por razón del principio de ciclo único, a las aguas "subterráneas renovables"; las aguas llamadas "fósiles" o no renovables quedan excluídas de la declaración demanial realizada por la Ley, tal y como se deduce de los arts. 1.2 y 2 a) LA, interpretados *sensu contrario*. En todo caso, la tutela de la calidad de las aguas podría apoyarse, además de en el carácter público de éstas, en la legislación medioambiental general. Aunque ello no obsta a la aplicación de las limitaciones medioambientales a estas aguas, previstas por la legislación correspondiente (DE LA CUÉTARA (1989)).

b) En lo que se refiere a los planes hidrológicos, la Ley confía a los Planes de Cuenca, en gran medida, la protección de la calidad de las aguas, puesto que deben incluir en sus previsiones, tanto *"las características básicas de calidad de las aguas y de la ordenación de los vertidos de aguas residuales"* (art. 40, e), como *"los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y entorno afectados"* (art. 40, g), como, en fin, *"las directrices para recarga y protección de acuíferos"* (art. 40, i). Pero dichos planes, trece años después de aprobada la Ley, no han visto todavía la luz.

Además de la Ley, resultan de aplicación sus reglamentos de desarrollo: los Reglamentos de Dominio Público Hidráulico (RDPH, aprobado por RD 849/1986, de 11 de abril) y de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (RAPA), que fue aprobado por RD 127/1988, de 29 de julio.

Pero la normativa de "aguas" no es la única que incide en la protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación: entre otras, la reciente Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, tiene por objeto regular la gestión de residuos de forma que se evite la transferencia de la contaminación a las aguas, al aire o al suelo (art. 12.1); no resulta aplicable a los vertidos autorizados

por la Ley de Aguas, sino precisamente a aquellos residuos cuyo vertido, por su composición, no puede ser autorizado (art. 1 c)); otra Ley, la de Evaluación de Impacto Ambiental (RD Legislativo 1302/1986, de 28 de julio) establece criterios de salvaguarda de las aguas -subterráneas y superficiales- frente al impacto derivado de determinados proyectos (art. 2.1 b)); por su parte, la Ley de Minas de 1973 ha adquirido una importancia notable, especialmente desde que se produjo el accidente que provocó la contaminación del acuífero de Doñana (posiblemente hubo una infracción de algunos preceptos de dicha ley). Al margen de estas normas sectoriales, la Directiva 96/61, de 24 de setiembre, relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación, una vez que se transponga al derecho interno, se convertirá en un importantísimo instrumento de protección de las aguas.

Además del derecho vigente, se debe aludir a las tendencias legislativas a nivel comunitario; tendencias que previsiblemente, se plasmarán en normas de obligado cumplimiento y desarrollo para los Estados miembros: al margen de la propuesta de *Directiva relativa al vertido de residuos* (COM(97), 105 final, DO C n. 156/97, de 10 de marzo), que contiene fuertes limitaciones al establecimiento de vertederos, para salvaguardar especialmente la integridad de las aguas subterráneas, deben mencionarse dos documentos:

a) Desde hace años, se había venido solicitando la revisión de la Directiva 80/68 ("aguas subterráneas") en el marco de una política general de protección de aguas dulces (tanto superficiales como subterráneas). Fruto de esta solicitud, la Comisión redactó la Propuesta de *Directiva del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas* (Documento COM (97), 49 final, DO C 184/97, presentada por la Comisión el 15 de abril). Se trata de una nueva Directiva que pretende constituir el marco normativo general para la actuación de los Estados.

b) Por otra parte, consecuencia del Seminario Ministerial de la Haya (1991), al que siguió la Resolución del Consejo de 25 de febrero de 1992 y la de 20 de febrero de 1995, se solicitó la elaboración de un Programa detallado de Acción comunitaria para la protección y gestión de las aguas subterráneas. De ahí surgió la Propuesta de *Decisión del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a un programa de acción para la gestión y la protección integradas de las aguas subterráneas* (Documento COM(96) 315 final).

Al margen de ello, no está de más recordar los problemas que se vienen planteando como consecuencia de la peculiar distribución competencial en materia de protección de las aguas contra la contaminación en España; el reciente desastre ecológico de Doñana ha puesto de manifiesto la presencia de varias Administraciones -la estatal, como competente en la gestión de las aguas, a través de los Organismos de Cuenca (en las cuencas intercomunitarias), y la autonómica, competente en la ejecución de la legislación ambiental- cuyos ámbitos de intervención y de responsabilidad parecen solaparse.

LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR VERTIDOS

Concepto de contaminación

"Se entiende por contaminación -dice el art. 85 LA-, a los efectos de esta Ley, *la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía, o inducir condiciones* en el agua que, de modo directo o indirecto, *impliquen una alteración perjudicial de su calidad* en relación con los usos posteriores o con su función ecológica".

La contaminación es consecuencia -directa o indirecta- de una acción humana y se vincula estrechamente a la calidad de las aguas; hay alteración de la calidad cuando el agua deja de servir para usos posteriores, incluido el uso ecológico. La calidad es el conjunto de condiciones o características que debe cumplir el agua, según el uso al que se destina: las exigencias o requisitos no pueden ser los mismos si el agua se destina a consumo humano, a usos industriales (alimentarios, siderúrgicos, etc.), a usos agrícolas, a usos recreativos, etc. En este sentido, la normativa española, de acuerdo con la legislación comunitaria, establece los objetivos de calidad de las aguas en función de los usos posteriores: aguas aptas para el consumo humano, para el baño, para la vida piscícola, para la cría de moluscos, etc.

Por tanto, la contaminación es un concepto relativo, dependiente de los usos posteriores, lo cual tiene dos importantes consecuencias:

a) La legalidad de los vertidos tóxicos en acuíferos ya inútiles para el consumo humano o para riego, o para usos ecológicos, etc., aunque eso suponga la creación de auténticos cementerios subterráneos. De hecho, la normativa comunitaria acepta esta solución en el art. 4 de la Directiva 80/68, de 17 de diciembre de 1979. Aunque tardíamente -mediante la reforma de 30 de octubre de 1992-, el RDPH autoriza de forma expresa la utilización de estos vertederos subterráneos (art. 257.3):

> "Sin embargo, si una investigación previa revelase que las aguas subterráneas en las que se prevé el vertido de sustancias de la relación I son *permanentemente* inadecuadas para cualquier otro uso, en particular para usos domésticos o agrícolas, *se podrá autorizar el vertido de tales sustancias*, siempre que la presencia de las mismas no obstaculice la explotación de los recursos del suelo y se hayan respetado todas las precauciones técnicas, a fin de que dichas sustancias no puedan llegar a otros sistemas hídricos o dañar otros ecosistemas".

b) Entre los usos posteriores hay que incluir el llamado "uso ecológico" del agua, que exige el mantenimiento de las características naturales de la misma, tanto en calidad, como en *cantidad*: "el ambiente natural deberá ser considerado como un usuario más del agua, al que hay que garantizar unos caudales mínimos" (DELGADO PIQUERAS (1992)).

La principal causa de contaminación de las aguas subterráneas es la realización de *vertidos*; es decir, *la introducción de sustancias o elementos nocivos o contaminantes en los acuíferos*:

> "A los efectos de la presente Ley -dice el art. 92.2 LA- se considerarán vertidos los que se realicen directa o indirectamente en los cauces, cualquiera que sea la naturaleza de éstos, así como

los que se lleven a cabo en el subsuelo o sobre el terreno, balsas o excavaciones, mediante evacuación, inyección o depósito".

Desde el punto de vista del Derecho aplicable, la distinción esencial -tanto desde el punto de vista comunitario como desde el punto de vista del derecho interno- es la que se produce entre *vertidos directos y vertidos indirectos* sobre las aguas subterráneas:

Es el art. 245.2 RDPH el que define ambas modalidades, según se filtren o no las sustancias contaminantes. De acuerdo con ello, *vertido directo* es la introducción, en las aguas subterráneas, de sustancias *"sin que se filtren a través del suelo o del subsuelo"*, y *vertido indirecto* es la introducción en las aguas subterráneas, de sustancias *"filtrándolas a través del suelo o del subsuelo"*, es decir, utilizando el suelo como filtro.

Igualmente, según la Directiva 80/68, relativa a la protección de las aguas subterráneas frente a determinadas sustancias, cabría discernir entre vertidos de sustancias de la llamada "lista negra" (Anexo I), que se prohíben por su especial toxicidad y vertidos de sustancias de la llamada "lista gris" (Anexo II), que deben limitarse, por la relativa toxicidad de estas sustancias. Ambas listas, previstas en dicha Directiva, se recogen, igualmente, en el Anexo al Título III del RDPH).

Antes de analizar someramente las diversas técnicas legales de protección de las aguas subterráneas, no está de más recordar la evidente dificultad que entraña el control de estos vertidos; frente a aquéllos que se producen en cursos de aguas superficiales, los realizados sobre aguas subterráneas son de difícil y tardía percepción, y habitualmente se localizan en terrenos de propiedad privada. Por todo ello, de la regulación legal a su aplicación práctica puede haber grandes diferencias.

TÉCNICAS LEGALES DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Las técnicas de protección de las aguas subterráneas se pueden apoyar en la tríada de principios medioambientales reconocidos por el art. 130 R del Tratado de la Unión Europea: principio de *prevención*, principio *quien contamina, paga* y principio de *corrección*, preferentemente en la fuente misma. Las principales técnicas, al margen de otras estrictamente instrumentales, son:

I. Principio de prevención

En esta materia, el mejor método más efectivo y menos costoso para eliminar los problemas causados por la contaminación es impedir la entrada de elementos contaminantes en el acuífero. De acuerdo con ello, los instrumentos jurídicos esenciales son:

a) La prohibición de vertidos

Cuando la Ley se refiere a las aguas subterráneas, prohíbe completamente la contaminación vía vertidos: en concreto, el art. 94 LA reconoce lo siguiente:

"Cuando el vertido pueda dar lugar a la infiltración o almacenamiento de sustancias susceptibles de contaminar los acuíferos o las aguas subterráneas, *sólo podrá autorizarse si el estudio hidrogeológico previo demostrase su inocuidad*" (en el mismo sentido, cfr. art. 256 RDPH).

La formulación es tajante: no caben los vertidos contaminantes. Quedan, así, terminantemente prohibidos -sin excepciones- los vertidos que puedan alterar la calidad de las aguas subterráneas; ahora bien, a pesar de la literalidad del precepto, que lleva a reconocer un carácter absoluto de la prohibición, algunos autores entienden que la prohibición es, simplemente, finalista: intenta impedir un resultado nocivo y tiene la funcionalidad de exigir una autorización previa del vertido como forma de control (ORTEGA ÁLVAREZ (1994)).

El RDPH especifica el concepto de "*inocuidad*" utilizado por la Ley y por la propia disposición administrativa, con respecto a una serie de sustancias (art. 257):

"1. *En ningún caso podrán autorizarse vertidos que afecten a los acuíferos que contengan sustancias de las figuradas en la relación I del Anexo* a este título.

2. *Respecto a las sustancias de la relación II*, la autorización limitará su introducción en los acuíferos de forma *que no se produzca su contaminación*".

Este régimen jurídico (de prohibición absoluta de contaminación de las aguas subterráneas) es sensiblemente distinto del de las aguas superficiales (art. 254.4 RDPH), en las cuales caben los vertidos contaminantes, limitando la concentración de las sustancias de la lista negra y sujetándose a las previsiones de los Planes de Cuenca para reducir la contaminación producida, siempre que se trate de sustancias de la lista gris; todo ello, de acuerdo con lo establecido por el art. 7 de la Directiva 76/464.

Por otra parte, salta a la vista que se prohíbe también la contaminación del agua por otras sustancias, no recogidas en las relaciones. Sin perjuicio de la regulación del Reglamento, la Ley utiliza un concepto amplio de vertido prohibido o autorizable, marginando toda alusión a sustancias concretas: art. 89 a), 92 y 94: el Reglamento no puede modificar el concepto legal de vertido, reduciendo las garantías de preservación del dominio público hidráulico.

En línea con la teleología de la regulación española, la propuesta de la futura Directiva marco elimina el sistema de doble lista: únicamente mantiene la prohibición de vertidos directos: art. 13 g), según un único listado del Anexo VIII.

b) La autorización de vertidos

Se trata, sin duda alguna, de una técnica esencial, por la que se pretende compatibilizar desarrollo económico y protección de la calidad de las aguas. Sin embargo, su aplicación práctica es todavía escasa: según recuerda el texto del Plan Nacional de Saneamiento (publicado por Resolución de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y vivienda de 28 de abril de 1995), únicamente el 23 % de los vertidos al margen de las redes de saneamiento estaban autorizados), con lo que el 77 % carecían de la correspondiente autorización.

La configuración del supuesto de hecho para la solicitud de la correspondiente autorización es tan genérica, tan amplia, que incluye, teóricamente, cualquier actividad:

> *"Toda actividad susceptible de provocar la contaminación o degradación del dominio público hidráulico y, en particular, el vertido de aguas y de productos residuales susceptibles de contaminar las aguas continentales requiere autorización administrativa"* (art. 92 LA y 245 RDPH).

Se puede decir que no existe un previo derecho a contaminar, a degradar el dominio público. Sin perjuicio de lo cual, cabe reconocer un derecho a emitir un *vertido de grado cero* de contaminación, bajo las condiciones establecidas por la correspondiente autorización, previa la instalación de las medidas pertinentes para obtener ese nivel, de acuerdo con el art. 94 LA: *"Cuando el vertido pueda dar lugar a la infiltración o almacenamiento de sustancias susceptibles de contaminar los acuíferos o las aguas subterráneas, sólo podrá autorizarse si el estudio hidrogeológico previo demostrase su inocuidad"*. Por ello, si no fuese posible la obtención de un vertido no-contaminante, debería aplicarse la Ley de Residuos.

Estas autorizaciones de vertido en aguas subterráneas se conceden para un plazo de cuatro años, con la posibilidad de renovación; son condicionadas (deben reflejar las instalaciones de depuración necesarias para garantizar la inocuidad del vertido) y discrecionales, aunque en este caso, la existencia de Planes hidrológicos (que establecen las directrices de los vertidos) reducirá adecuadamente la discrecionalidad administrativa.

c) Los perímetros de protección

La protección territorial de las aguas subterráneas tiene una justificación técnica importante. Los perímetros parecen, *a priori*, un instrumento útil para la protección de acuíferos desde niveles permeables, a través de prohibiciones o condicionamientos a las actividades que pueden realizarse en la superficie; esta protección se añade al régimen de autorizaciones y prohibiciones, y la Ley de Aguas ha sido generosa en la previsión de estos espacios (DE VICENTE DOMINGO (1988)). Los recoge, tanto en el art. 54.3 como en el art. 89 d): este último precepto prohíbe (sin perjuicio de la correspondiente autorización administrativa del art. 92 LA) "el ejercicio de actividades dentro de los perímetros de protección, *fijados en los Planes Hidrológicos*, cuando pudiera constituir un peligro de contaminación o degradación del dominio público hidráulico". Finalmente, el art. 95.2 LA habilita al Gobierno para prohibir, en determinadas zonas, el ejercicio de actividades productoras de vertidos. Ahora bien, esta potestad excepcional prohibitiva, en principio, no incide en principio en el régimen de autorizaciones (salvo que afecte a empresas ya autorizadas) y está desconectada de la planificación territorial y sectorial (GONZÁLEZ PÉREZ (1987)).

Esta protección zonal está prevista, igualmente, en otras leyes: la Ley 4/1989, de Espacios Naturales, la propia Ley del Suelo, etc., protección que vendría a añadirse a la prevista ya por la Ley de Aguas. Las limitaciones impuestas a las actividades de los propietarios de los terrenos sólo serán indemnizables (por parte de la Administración) si suponen un sacrificio singular o afectan al contenido esencial de su derecho de propiedad (SANZ RUBIALES (1997)).

d) La limitación de la explotación de acuíferos salinizados

La protección de las aguas subterráneas frente a intrusiones salinas se articula mediante la limitación y, en su caso, la redistribución de captaciones (art. 91 LA), es decir, mediante la limitación cuantitativa del uso, como consecuencia de la relación existente entre explotación y salinización.

Una variante de esta medida es la declaración de acuífero en proceso de salinización, similar a la de acuífero sobreexplotado, tal y como establece el art. 244.3 RDPH. Se concreta, resumidamente, en la declaración pública de sobreexplotación, que habilita al Organismo de cuenca para imponer una ordenación de todas las extracciones (art. 54.1 LA) (DE VICENTE DOMINGO (1989)).

En dos recientes sentencias, (de 30 de enero y de 14 de mayo de 1996), el Tribunal Supremo ha entendido que la suspensión de la explotación conlleva una privación de derechos similar a la expropiación y es, por tanto, indemnizable, cuando se utiliza el art. 56 LA, dado que éste se limita al dominio público. Esta decisión ha sido objeto de críticas, porque la doctrina entiende que las limitaciones generales no indemnizables son aplicables a la propiedad privada y no sólo a los bienes de titularidad pública (BARRIOBERO MARTÍNEZ (1997)).

e) Las técnicas de protección contra la contaminación difusa agrícola

La Ley de Aguas, aunque recoge un amplio catálogo de técnicas de prevención de la calidad de las aguas, se muestra, sin embargo, insuficiente, porque no tiene en cuenta el cada vez más importante fenómeno de la contaminación por fuentes difusas (especialmente, de origen agrario). En los últimos años, la agricultura ha pasado a ser una actividad potencialmente contaminante de los recursos hídricos, que puede afectar a sus usos posteriores (MARTÍN RETORTILLO (1985)). La incidencia de la agricultura y de la ganadería en el medio ambiente es comparable en muchas zonas al impacto provocado por la actividad industrial. En cierto sentido, la agricultura se encuentra hoy en una situación similar a la de la industria hace veinte años (OCDE (1986)).

La regulación española sobre la materia es muy escasa; únicamente alude a ello el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, de desarrollo de la Directiva 91/676, relativa a *la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura*, que tiene como misión la identificación de aguas afectadas por nitratos y la designación de zonas vulnerables, para ejecutar sobre ellas los correspondientes programas de actuación.

La inaplicabilidad de la Ley de Aguas a esta forma de contaminación partía del concepto de vertido usado en la Ley (y en la Directiva que desarrolla) y que alude únicamente a los focos puntuales de contaminación. Algunos autores, sin embargo, han propuesto, en esta línea, la exigencia de autorización de vertidos en el uso del agua para riego (CARO-PATÓN (1997)). La propuesta de Directiva marco incide en el problema, incluyendo los nitratos y los fosfatos (causantes de la eutrofización) entre las sustancias cuyo vertido está prohibido (Anexo VIII), y se completa por las previsiones del Plan de Acción sobre Aguas subterráneas (incluido en una propuesta de Decisión), que, además de restablecer el marco normativo de los llamados "Códigos de buenas prácticas agrarias", potenciadores del uso sostenible de sustancias (biocidas, fertilizantes y fitosanitarios), estudia la

posibilidad de imponer tasas que contribuyan a reducir la utilización de nitratos y fitosanitarios.

De acuerdo con las previsiones del RD 261/1996, corresponde a las Comunidades Autónomas la determinación de zonas vulnerables y la aprobación de Códigos de buenas prácticas agrarias. Algunas ya han aprobado dichos Códigos -Aragón, Cantabria, Asturias, etc.- o han declarado sus zonas vulnerables (p. ej., Aragón).

De todas formas, las anteriores previsiones vienen a completarse por la DA 5ª de la Ley de Residuos, que anuncia un futuro reglamento sobre utilización de residuos agrícolas y ganaderos como fertilizantes agrícolas, y las condiciones en que precisará autorización (no se señala el organismo competente). En todo caso, si la aplicación se adecua al reglamento, "se considerará que no se ha producido una operación de vertido", a los efectos de la Ley de Aguas.

II. Principio "Quien contamina, paga"

a) El canon de vertidos

Está previsto en el art. 105 LA, y consiste en una tasa que deben de satisfacer los vertidos autorizados. A pesar de todo, la imposición del canon no parece una técnica adecuada en el supuesto de vertidos sobre aguas subterráneas, ya que el acuífero no puede nunca considerarse como un vehículo de arrastre de aguas contaminadas y, además, su exigencia se manifiesta como imposible, por la dificultad de determinar qué sustancias y en qué cantidad, de las vertidas, llegan al acuífero (SANZ RUBIALES (1997)).

b) Régimen sancionador

El establecimiento de un régimen sancionador en materia de medio ambiente es una obligación constitucional del legislador (art. 45.3 CE) y cumple una función represiva de los vertidos y actuaciones no autorizados e ilegales. La previsión de las conductas sancionables se recoge, tanto en la Ley de Aguas, como en el Código Penal (los delitos medioambientales): la principal diferencia entre infracciones administrativas y delitos por vertidos, será la *gravedad* del peligro o de los perjuicios que se pueden derivar de la acción contaminante.

Es sorprendente comprobar que la propuesta de Directiva marco de Aguas impone a los Estados miembros el establecimiento de un sistema de sanciones aplicable a las infracciones de la normativa nacional en desarrollo de dicha Directiva (art. 28); esta novedosa técnica manifiesta la amplitud e importancia que la Comunidad otorga a la función represiva estatal. Lógicamente no enjuicia la naturaleza de las sanciones, porque la amplitud que tienen las administrativas en España es desconocida en los países de nuestro entorno.

Un problema importante que debe de tenerse en cuenta es el de la prescripción: el plazo de prescripción de las infracciones es el previsto en el art. 132 de la Ley 30/1992: tres años, dos años, seis meses; teniendo en cuenta que la contaminación puede tardar años en ser percibida, el régimen san-

cionador puede devenir inútil. Sin embargo, como señala el art. 327 RDPH, la acción para exigir la responsabilidad -reparar y reponer las cosas a su estado- prescribe a los quince años, plazo en principio suficiente.

III. Principio de corrección

a) Responsabilidad civil

Finalmente, de acuerdo con el principio general del Derecho, recogido por el Código Civil (art. 1902), *"el que por acción u omisión causa daño a otro, interviniendo culpa o negligencia, está obligado a reparar el daño causado"*. Esta responsabilidad puede alcanzar a la propia Administración, por actuación negligente en la concesión y control de autorizaciones, si la actividad permitida contamina las aguas subterráneas: así se puso de manifiesto por el Tribunal de Derechos Humanos de Estrasburgo, en su sentencia de 25 de noviembre de 1993, dictada en el asunto *Zander c. Suecia*.

En el caso de la Ley de Aguas, tanto la responsabilidad por daños y perjuicios causados al dominio público como, en su caso, la reposición, se vienen a determinar mediante la correspondiente indemnización, fijada unilateralmente por el órgano sancionador, y exigible ejecutoriamente por la vía administrativa de apremio (art. 110.2 LA).

Esta técnica jurídica se sitúa en la perspectiva del principio medioambiental de corrección previsto por el TUE. Dicho principio queda, por supuesto, supeditado al de prevención, y eso se manifiesta en las limitaciones establecidas por el propio Plan de Acción de Aguas subterráneas propuesto por la Comunidad Europea: la corrección de la contaminación (limpieza de acuíferos contaminados) sólo se aplicará cuando la operación sea viable, en plazos de tiempo realistas (únicamente cuando sea urgente o lo requieran situaciones específicas), con lo que se establecen límites racionales a la aplicación del principio comunitario medioambiental, que carecía de limitaciones en las previsiones de la Ley de Aguas.

Al margen de lo anterior, la normativa española se adecúa, en términos generales, a la legislación comunitaria vigente que incide en la calidad de las aguas subterráneas (Directivas que establecen: a) objetivos de calidad según los usos; b) límites a la emisión de vertidos contaminantes de sustancias peligrosas; c) contaminación difusa por nitratos; d) normas de control de productos (FANLO LORAS (1997)).

LA FUTURA NORMATIVA COMUNITARIA: ¿REALMENTE NOVEDOSA?

La normativa española se adecúa, en términos generales, a la legislación comunitaria vigente, que incide en la tutela de la calidad de las aguas subterráneas. Tampoco las previsiones de la futura Directiva marco y del futuro Plan de Acción de Aguas subterráneas establecen excesivas novedades: incremento de medidas preventivas, entre las que deben incluirse las de prevención de accidentes de contaminación ambiental; tarifación del uso del agua; sometimiento de las actividades

potencialmente contaminantes a una autorización única e integrada, de otorgamiento reglado o *previsible*. En definitiva, tanto la Directiva marco como el Plan de Acción siguen la línea marcada por la Ley de Aguas; sin embargo, pueden constituir el impulso definitivo para una eficaz ejecución administrativa de las técnicas jurídicas previstas por la Ley (SÁNCHEZ BLANCO (1997)).

CONCLUSIÓN

La normativa española de prevención y control de la contaminación de las aguas subterráneas -centrada en la Ley de Aguas- es completa y se adecúa en buena medida a las necesidades del sistema hidrológico español. Sin embargo, la pasividad administrativa y la excesiva dependencia de los Planes hidrológicos han hecho que la Ley se convierta, en buena medida, en letra mojada.

Por otra parte, la Ley no establece ninguna política de ahorro de agua ni prevé regulación alguna de la contaminación por fuentes difusas, con lo que resulta, a pesar de todo, incompleta.

Los nuevos instrumentos comunitarios que se están tramitando -la Directiva marco sobre aguas y la Decisión aprobando el Plan de Acción de Aguas subterráneas- recogen numerosos principios sustantivos y organizativos previstos por nuestra Ley de Aguas, pero acentúan el aspecto de prevención con nuevas medidas, como son la tarifa de utilización del agua y la aplicación de la regulación de prevención de accidentes medioambientales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARRIOBERO MARTÍNEZ, I. (1997), "La sobreexplotación grave de los acuíferos (Comentario a las sentencias del Tribunal Supremo de 30 de enero y de 14 de mayo de 1996)", *Revista de Administración Pública*, n. 144.

CARO-PATÓN CARMONA, I. (1997), *El derecho a regar. Entre la planificación hidrológica y el mercado del agua*, Marcial Pons, Madrid.

DE LA CUÉTARA, J.M. (1989). *El nuevo régimen de las aguas subterráneas en España*, Tecnos, Madrid.

DE VICENTE DOMINGO, R. (1989). "Regímenes especiales de explotación, sobreexplotación y salinización de las aguas subterráneas", *Revista Española de Derecho Administrativo*, n. 64.

DE VICENTE DOMINGO, R. (1988). "Perímetros para la adecuada gestión y protección de las aguas subterráneas", *Actualidad Administrativa*, n. 37

DEL SAZ, S. (1980). *Aguas subterráneas, aguas públicas*, Marcial Pons, Madrid.

DELGADO PIQUERAS, F. (1992). *Derecho de Aguas y Medio Ambiente*, Tecnos, Madrid.

FANLO LORAS, A. (1997). "La protección de las aguas", *Noticias de la Unión Europea*, n. 153.

GONZÁLEZ PÉREZ, J., et alii. (1987). *Comentarios a la Ley de Aguas*, Civitas, Madrid.

MARTIN-RETORTILLO, S. (1985). "Reflexiones sobre la utilización de las aguas para usos agrícolas", *Revista Española de Derecho Administrativo*, n. 45.

OCDE. (1986), *Pollution des eaux par les engrais et pesticides*, Paris.

ORTEGA ÁLVAREZ, L. (1994). "La protección de las aguas subterráneas", VVAA, *La calidad de las aguas*, Civitas, Madrid.

SÁNCHEZ BLANCO, A.. (1997). "La Ley de Aguas española de 1985 y la Directiva del Consejo de las Comunidades Europeas por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas", *Revista Española de Derecho Administrativo*, n. 96.

SANZ RUBIALES, I. (1997). *Los vertidos sobre aguas subterráneas. Su régimen jurídico*, Marcial Pons, Madrid.

DESARROLLO DE UN CÓDIGO DE SIMULACIÓN DE TRANSPORTE REACTIVO PARA MÁQUINAS MULTIPROCESADOR

BENET i LLOBERA, Imma*,; AYORA IBÁÑEZ, Carlos*; SAALTINK, Maarten*,**; MEDINA SIERRA, Agustín** y CARRERA RAMÍREZ, Jesús****

(*) CSIC. Lluis Solé i Sabarís, s/n. 08034 BARCELONA
(**) ETSECCPB - UPC. Jordi Girona, 1-3. 08034 BARCELONA

RESUMEN

La predicción del comportamiento de contaminantes requiere de instrumentos de modelación numérica. El transporte reactivo constituye uno de los campos de mayor desarrollo de la modelación durante los últimos años. El tratamiento conjunto de los procesos físico-químicos acoplados con los procesos hidrodinámicos conduce a la resolución de sistemas de ecuaciones no lineales de gran tamaño. Se presenta un código pensado para máquinas multiprocesador que permite un tratamiento rápido de estos procesos.

Palabras Clave: *Contaminantes, instrumentos, modelación numérica, transporte reactivo.*

1. INTRODUCCIÓN

El transporte reactivo multisoluto permite considerar la influencia mutua y simultánea de varios solutos así como la interacción entre distintas fases del medio. Este ha sido el objetivo de diversos investigadores en las últimas décadas. Saaltink et al. (1998) recoge una amplia recopilación de los mismos.

Las diferentes formulaciones para la resolución del transporte reactivo multisoluto se pueden agrupar básicamente en dos: el método de iteraciones sucesivas (SIA) y el método de sustitución directa (DSA). El primero (SIA), consiste en resolver las ecuaciones de transporte para cada especie estando representadas las ecuaciones químicas por un término fuente/sumidero que se actualiza iterativamente (p.e. Yeh y Tripathi, 1989; Samper y Ayora, 1993). El segundo (DSA) consiste en resolver conjuntamente las ecuaciones de transporte y química mediante algún método de solución de ecuaciones no lineales dando lugar a sistemas de ecuaciones de mayor tamaño (Steefel y Lasaga,1996; Saaltink et al., 1996). Saaltink et al. (1995) comparando ambas formulaciones con-

jeturan que el DSA además de ser más robusto (para la precipitación/disolución en condiciones químicas de cinética) converge en menos iteraciones (aunque más costosas), de manera que puede llegar a ser competitivo.

Atendiendo a este último enfoque, la simulación del transporte reactivo en situaciones reales conduce a la resolución de sistemas de ecuaciones con las siguientes características: (1) necesidades de memoria debido al tamaño y, (2) tiempo de cálculo elevado para que el código sea operativo en la práctica.

En lo que sigue se presentan los primeros resultados de un código con capacidad de tratamiento simultáneo de procesos físico-químicos e hidrodinámicos desarrollado sobre máquinas multiprocesador para cubrir las necesidades anteriormente descritas.

2. BREVE DESCRIPCIÓN DE LAS ECUACIONES

2.1 Flujo multifase y transporte conservativo

De acuerdo con la formulación de Olivella et al. (1994), el flujo multifase en un medio acuífero puede expresarse en función de la ecuación de continuidad (1) describiendo el balance de masa, y la ley de Darcy (2) que describe el flujo en función de la presión:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_\alpha \ \phi \ S_\alpha) = \nabla \ (\rho_\alpha \ q_\alpha) + f_\alpha \tag{1}$$

$$q_\alpha = -K_\alpha \ (\nabla P_\alpha - \rho_\alpha \ g) \tag{2}$$

donde α hace referencia a la fase considerada y siendo ρ_α la densidad, ϕ la porosidad, S_α el grado de saturación, $\boldsymbol{q}_\alpha$ el flujo de Darcy, f_α el término fuente/sumidero, $\boldsymbol{K}_\alpha$ el tensor de permeabilidad, p_α la presión y $\boldsymbol{g}$ la gravedad.

Matemáticamente, el transporte de solutos disueltos en el agua (fase líquida $\alpha = l$) se describe por la siguiente ecuación de balance:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_1 \ \phi \ S_1 c) = \nabla \ (\rho_1 \ q_c) + f_1 c_e \tag{3}$$

siendo c la concentración, c_e la concentración externa y q_c el flujo másico compuesto por el flujo advectivo y por la contribución del flujo dispersivo más el difusivo (4):

$$q_c = q_1 c - D\nabla c \tag{4}$$

La combinación de las ecuaciones (3) y (4) junto con la ecuación de continuidad (1) conduce a la ecuación de transporte (5):

$$\rho_1 \phi S_1 \frac{\partial c}{\partial t} = L(c) \tag{5.1}$$

$$L(c) = \nabla (\rho_1 D \nabla c) - \rho_1 q_1 \nabla c + f_1(c_e - c) - f_v c \tag{5.2}$$

siendo f_v el término de condensación.

2.2 Ecuaciones químicas

Las ecuaciones químicas pueden considerarse en equilibrio o cinética según la reacción se pueda considerar "suficientemente rápida" o "insuficientemente rápida" respectivamente. Por ello, se han considerado los dos planteamientos: equilibrio y cinética.

2.2.1 Equilibrio químico

Análogamente a Saaltink et al. (1996) se expresa la ley de acción de masas (mínimo de la energía libre de Gibbs) como:

$$S_e \log c + S_e \log \gamma(c) = \log k \tag{7}$$

donde $\boldsymbol{S}_e$ es la matriz estequiométrica, de tamaño N_r/N_c (N_r reacciones y N_c especies químicas), $\boldsymbol{k}$ el vector de constantes de equilibrio, $\boldsymbol{c}$ el vector de concentraciones y γ el vector de coeficientes de actividad.

2.2.2 Cinética

Las reacciones químicas "lentas" vienen caracterizadas por la velocidad de reacción (r_k) siendo ésta función de los reactivos y productos. Análogamente a Saaltink et al. (1998) se considera la velocidad de reacción como función de todas las concentraciones (c). Un ejemplo de cinética es la expresión de la precipitación/disolución de un mineral (Saaltink et al., 1998):

$$r_k = \xi \, k \, \sigma \left| \Omega^{\theta} - 1 \right|^{\eta} \tag{8}$$

donde ξ igual a -1 para la disolución y +1 para la precipitación, k es la constante cinética, σ la superficie rectiva del mineral, Ω el índice de saturación de la solución respecto al mineral y, Θ y η parámetros empíricos.

Otro ejemplo es la concentración de partículas en suspensión (Pérez-Paricio, A. y Carrera, J. et al. 1998):

$$r_k = k_a c - k_d a \tag{9}$$

siendo k_a el coeficiente de adsorción, k_d el coeficiente de desorción (incluyendo ambos coeficientes los efectos de intercepción, inercia, sedimentación, fuerzas de Van der Waals y electrocinética) y a la concentración de partículas retenidas.

2.2.3 Transporte reactivo

Las ecuaciones de transporte reactivo están basadas en la ecuación de transporte conservativo (5). Se pueden escribir como (Saaltink et al. 1996):

$$\rho_1 \phi S_1 \frac{\partial}{\partial t} u_a + \frac{\partial}{\partial t} (\rho_1 \phi S_1 u_s(u_a)) + \frac{\partial}{\partial t}(\rho_1 \phi S_1 u_p) = I(u_a) + U S_k^t r_k (u_a) \quad (10)$$

$$u_a = u(c) \quad ; \quad c = (c_1, c_2 (c_1)) \quad (11)$$

siendo u_a la concentración total acuosa, u_s la concentración total adsorbida, u_p la concentración total de minerales en equilibrio, U la matriz de componentes, S^t_k la matriz estequiométrica traspuesta para las reacciones cinéticas, c_1 las concentraciones primarias (incógnitas) y c_2 las concentraciones secundarias, que son función de las primarias a través de las ecuaciones químicas.

3. SOLUCIÓN NUMÉRICA

3.1 Transporte reactivo

El método de resolución utilizado en el código es el de sustitución directa, que consiste en sustituir las ecuaciones químicas en las ecuaciones de transporte descritas anteriormente dando lugar a un sistema no lineal de ecuaciones diferenciales. Este sistema se discretiza mediante el método de los elementos finitos conduciendo generalmente a un sistema de ecuaciones de gran tamaño (nº. de incógnitas = nº. de especies primarias (nº. de nudos) el cual se resuelve aplicando el método de Newton-Raphson a la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial}{\partial c_1} f(c_1^k)\,(c_1^{k+1} - c_1^k) = -f(c_1^k) \quad (12)$$

donde f es el vector de las ecuaciones de transporte con las ecuaciones químicas sustituidas y k el número de iteración del método.

3.2 Paralelismo

3.2.1 Aspectos generales

La solución numérica mediante el método de sustitución directa de las ecuaciones de transporte reactivo conduce a sistemas de grandes dimensiones. Esto conlleva simultáneamente dos necesidades: (1) tamaño y, (2) tiempo de CPU. La primera, es consecuencia directa de la discretización

de la geometría del problema (nudos de la malla de elementos finitos) y el número de especies químicas consideradas simultáneamente (número de incógnitas por nudo). Como consecuencia el tiempo de CPU para resolver cada sistema es considerable. Debe tenerse en cuenta además que se trata de un proceso de resolución iterativo dada la no linealidad del sistema resultante, lo cual implica un mayor coste computacional ya que este sistema debe resolverse varias veces para cada tiempo de cálculo. Por ello, han sido objeto de análisis las técnicas de paralelismo para reducir el tiempo de CPU y hacer más viables futuras simulaciones en problemas reales.

Mediante estas técnicas se pretende acelerar la solución de las ecuaciones de forma que se sustituye el procesador único por varios procesadores para obtener mayor trabajo realizado por unidad de tiempo. La medida con la que se suele analizar las ejecuciones del código paralelo es el "speed-up" o incremento de velocidad relativa. Un "speed-up" de 2 significa que la velocidad es el doble que la que tendría el programa en secuencial, es decir, tiempo de respuesta mitad. Hay dos estructuras de arquitecturas paralelas: la de memoria compartida y la de memoria distribuida. En la primera hay una única memoria donde se almacenan todas las variables de todos los procesadores. En la segunda, cada procesador tiene su propio banco de memoria y si otro procesador necesita algún dato de otro, debe establecerse un canal de comunicación. Basándose en estas dos arquitecturas hay dos modelos de programación posibles: el de memoria compartida o el de paso de mensajes. Este último modelo puede usarse en ambas arquitecturas, pero debe programarse intentando minimizar las necesidades de comunicación que es lo que ralentiza este método. El sistema seleccionado ha sido de memoria distribuida por las consideraciones de: (1) portabilidad a distintas plataformas, desde redes de PC's a workstations, (2) accesibilidad, en cuanto a que hoy en dia es más asequible una red de PC's que una máquina potente multiprocesador, (3) escalabilidad, es decir, facilidad de incrementar el número de procesadores y (4) compatibilidad en ambas arquitecturas.

3.2.2 Análisis del código de transporte reactivo

El código se halla dividido básicamente en los siguientes módulos: entrada de datos e inicialización química, cálculo del flujo y transporte conservativo y transporte reactivo. Este último módulo a su vez se divide fundamentalmente en dos bloques: cálculo y ensamblaje de la matriz del sistema y resolución del sistema lineal.

La aplicación correcta de la técnica de paralelismo seleccionada implica caracterizar las partes más costosas del código (mayor consumo de tiempo de CPU) para concentrar los esfuerzos del paralelismo en dichos módulos y que la actuación represente una aceleración real, es decir, un tiempo de ejecución substancialmente menor. Para ello, se analizaron los tiempos de CPU de algunos ejemplos (calcita, dedolomitización y oklo).

Dichos perfiles (Figura 1) mostraron que más del 90% de tiempo de CPU era utilizado por el módulo de transporte reactivo. Por tanto, éste ha sido el módulo sobre el que se han aplicado las técnicas de paralelismo. Estas han consistido en: (1) Desarrollo de un algoritmo específico que minimiza las comunicaciones entre procesos (dado que éstas deben ser optimizadas en el modelo de programación de paso de mensajes) para el cálculo y ensamblaje de la matriz del sistema. (2) Acoplamiento de un módulo de resolución del sistema lineal (resultado de aplicar Newton-Raphson) desarrollado por Cela, J.M. y Alfonso, J.M. (1996).

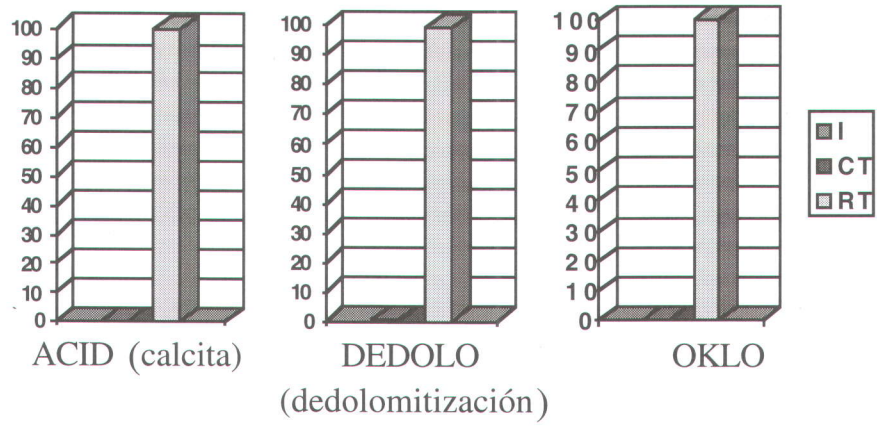
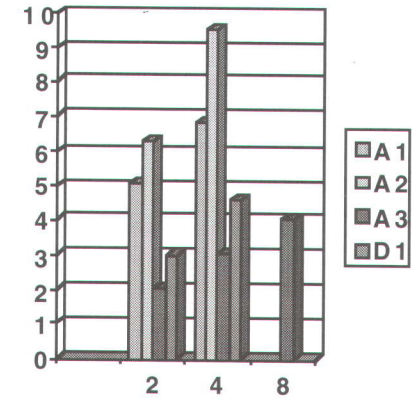


Figura 1: Tiempos de CPU (% total; I: inicialización, CT: flujo + transporte conservativo, y RT: transporte reactivo)

El comportamiento de la versión paralela del código fue estudiado en una máquina ORIGIN 2000 con una versión de PVM basada en sockets.

4. APLICACIONES

Los pruebas consideradas para la evaluación del comportamiento del código paralelo han sido dos grupos: (1) la familia de pruebas ACID (A1, A2 y A3) que representan el mismo problema físico pero con distinto tamaño de discretización del medio. Consiste en una columna de suelo calcáreo lavada por agua ácida dando lugar a la disolución de calcita. (2) La segunda prueba, denominada DEDOLO, consiste también en una columnna de dolomita sometida a una infiltración tal que disuelve dolomita y precipita calcita.



TEST	*(nº. incóg.)*	*procesadores*	*Speed-Up*
A1	**(6804)**	2	5.04
		4	6.08
A2	**(13440)**	2	6.29
		4	9.54
A3	**(21252)**	2	2.01
		4	3.05
		8	4.07
D1	(9900)	2	2.99
		4	4.57

Figura 2: Resultados del código paralelo (nº. procesadores versus speed-up, aumento de velocidad de cálculo).

En la Figura 2 se resumen los tamaños de problemas considerados así como los resultados obtenidos en términos de "speed-up". De dicha figura cabe mencionar que, los "speed-up" obtenidos para 2 y 4 procesadores son extremadamente elevados. Esto es atribuible al comportamiento del método iterativo de resolución del sistema lineal dado que el número de iteraciones requerido es diferente según el número de procesadores. Por otro lado, la prueba A3 para 8 procesadores muestra un valor bajo, probablemente porque el número de procesadores ya sea excesivo para ese tamaño de problema.

5. CONCLUSIONES

Los experimentos realizados permiten decir que el comportamiento de la versión paralela del código muestra como la solución del sistema lineal es la parte que más condiciona la reducción de los tiempos de ejecución.

Finalmente, se puede decir que los próximos objetivos respecto al código básicamente son: (1) continuar con un estudio exhaustivo de ejemplos que permitan analizar el comportamiento de otros procesos físico-químicos que potencialmente permite tratar el código.(2) Análisis de la necesidad de la extensión del paralelismo a otras partes del transporte reactivo y/o al sistema de flujo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado con la financiación de la CEE a través del proyecto RETACO y ENRESA a través de un convenio marco. Además, el trabajo del primer autor está financiado por la "Direcció General de Recerca" (Generalitat de Catalunya).

REFERENCIAS

CELA , J.M. y ALFONSO, J.M. (1996). Parallel Linear Solver in RETACO project developed at CEPBA (Centro Europeo de Paralelismo de Barcelona).

OLIVELLA, S.; CARRERA, J.; GENS, A. y ALONSO, E. (1994). Nonisothermal Multiphase Flow of Brine and Gas Through Saline Media. Transport in Porous Media 15:271-293.

PÉREZ - PARICIO, A. y CARRERA, J. (1998). A conceptual and numerical model to characterise clogging. Aceptado en TISAR'98 (Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater).

SAALTINK, M.; AYORA, C. y CARRERA, J. (1995). Comparación de métodos para la simulación de transporte reactivo multisoluto en el agua subterránea. VI Simposio de hidrogeología, tomo XIX, 845-856.

SAALTINK, M.; CARRERA, J. y AYORA, C. (1996). On the numerical formulation of reactive transport problems. Computational methods in water resources. XI International Conference.

SAALTINK, M.; AYORA, C. y CARRERA, J. (1998). A mathematical formulation for reactive transport that eliminates mineral concentrations. Aceptado por Water Resour. Res. en 1998.

SAMPER, J. y AYORA, C. (1993). Acoplamiento de modelos de transporte de solutos y de modelos de reacciones químicas. Estudios geológicos, 49, 233-251.

STEEFEL, C.I. y LASAGA, A.C. (1994). A coupled model for transport of multiple chemical species and kinetic precipitation/dissolution reactions with application to reactive flow in single phase hydrothermal systems. American Journal of Science, 294, 529-592.

YEH, G.T. y TRIPATHI, V.S. (1989). A critical Evaluation of recent Developments in Hydrogeochemical transport models of reactive multichemical components. Water Resour. Res., 25(1), 93-108.

EVALUACIÓN PROBABILÍSTICA DEL MOVIMIENTO DE RADIONUCLÉIDOS: CONTRIBUCIÓN DE DATOS PIEZOMÉTRICOS Y DE INFORMACIÓN SECUNDARIA

CAPILLA, José E.*, RODRIGO, Javier, GÓMEZ-HERNÁNDEZ, Jaime J.** y SAHUQUILLO, Andrés****

(*) Departamento de Física Aplicada. Universidad Politécnica de Valencia
Camino de Vera, s/n. 46071 VALENCIA
(**) Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46071 VALENCIA

RESUMEN

Las limitaciones del actual estado de desarrollo de la hidrogeología estocástica hacen que el método de MonteCarlo sea una aproximación común en el estudio del transporte de radionucleidos. Se procede generando múltiples campos equiprobables de los parámetros que gobiernan el transporte y para cada uno se resuelven numéricamente las ecuaciones correspondientes. El análisis estadístico de los múltiples resultados es utilizado para evaluar probabilísticamente las predicciones del transporte. Para reducir la incertidumbre es necesario incorporar toda la información posible en la generación de los campos de parámetros. En este artículo se estudia el impacto que el condicionamiento a datos geofísicos y/o piezométricos tiene en las predicciones del transporte convectivo en una formación bidimensional heterogénea. Para ello se plantea un caso sintético a partir de la base de datos "Walker lake", que presenta características no-gausianas. Se obtienen un campo de logtransmisividades (logT) y una variable secundaria que representa algún atributo sísmico. Se resuelve la ecuación del flujo y se toma un número limitado de datos de transmisividad, geofísica y piezometría. Combinando estos se plantean varias hipótesis en que se aplica el método de MonteCarlo para ver el valor relativo de la información secundaria con respecto a los datos piezométricos en las predicciones del transporte. El análisis muestra que los datos secundarios permiten reproducir los patrones principales de variación espacial del campo de referencia y mejoran las predicciones del transporte con respecto al caso en que solo las medidas de transmisividad son conocidas. Sin embargo, se concluye que un número muy limitado de medidas piezométricas puede ser igualmente efectivo para la caracterización de los resultados del transporte.

Palabras Clave: *método Auto-Calibrado, hidrología estocástica, simulación condicional, inversión estocástica.*

INTRODUCCIÓN

La barrera geológica juega un papel fundamental para la seguridad de los almacenamientos profundos de residuos nucleares. Así, es esencial poder predecir los tiempos mínimos de viaje que un hipotético escape de radionucleidos invertiría en alcanzar la biosfera. Ello requiere modelar adecuadamente la posible existencia de flujos preferenciales, para lo cual es necesario reproducir los patrones de variación espacial presentes en la formación geológica. Esto no es inmediato debido a que los parámetros que gobiernan el flujo y transporte son conocidos en un número limitado de puntos existiendo siempre incertidumbre en el resto de la formación.

Estas consideraciones están presentes en el origen de muchos de los planteamientos existentes de la hidrogeología estocástica que, por otra parte, aparece como el enfoque mas adecuado a aplicar en la evaluación de la seguridad de los almacenamientos profundos. Hasta ahora los métodos analíticos y semianalíticos que se han desarrollado en este campo difícilmente pueden aplicarse de forma general a casos en que los parámetros se extienden en intervalos de varios ordenes de magnitud y en que aparecen todo tipo de condiciones de difícil tratamiento analítico. Por ello, aunque con un coste computacional alto, el método de MonteCarlo es frecuentemente utilizado para evaluar de forma probabilística los resultados de modelos de flujo y transporte. Para obtener resultados realistas, los múltiples campos que se generan deben estar condicionados a toda la información relevante de que se disponga.

Si se utilizan adecuadamente, las prospecciones sísmicas pueden proporcionar una valiosa fuente de información a incorporar en las simulaciones. Esto puede realizarse utilizando varios algoritmos (ver DEUTSCH & JOURNEL (1992, p. 117)). El condicionamiento a medidas de piezometría es un problema más difícil que ha sido tratado por varios autores. En particular, la metodología de inversión estocástica propuesta por SAHUQUILLO et al. (1992) y desarrollada por GÓMEZ-HERNÁNDEZ *et al.* (1997) y CAPILLA *et al.* (1997), ha demostrado su operatividad en casos reales de varianzas altas. CAPILLA *et al.* (1998a) describen una aplicación práctica condicionando a datos piezométricos en régimen estacionario. HENDRICKS *et al.* (1997) muestran una extensión de esta aproximación para condicionar a datos piezométricos en régimen transitorio. Esta técnica de inversión se conoce como método Auto-Calibrado (MAC). En la investigación descrita a continuación el MAC se utiliza para incorporar la información secundaria además de los datos de transmisividad y piezometría.

El propósito de este artículo es evaluar la importancia del condicionamiento a datos piezométricos frente al condicionamiento a información secundaria cuando se trata de caracterizar probabilísticamente el transporte de radionucleidos. Ello se hace en el caso de un acuífero sintético que se describe a continuación.

DESCRIPCIÓN DE LOS DATOS

Se considera un acuífero sintético correspondiente a una formación rectangular discretizada en 120 (200 celdas de 10 (10 m. El campo de transmisividad de referencia se obtiene a partir de la esquina NE de la base de datos topográfica de dominio público del "Walker lake", descrita por ISAAKS & SRIVASTAVA (1989). Una transformación lineal de la variable U de dicha base da lugar

al campo de logtransmisividad, logT, de referencia, con un valor medio de -6.08 y una desviación típica de 0.91 (ver Figura 1a). A lo largo del contorno se asumen condiciones de altura prescrita con variación lineal entre esquinas contiguas. La altura piezométrica en las celdas de las esquinas NO y SE tiene asignado un valor de 20 m. Las celdas de las esquinas NE y SO valores de 65 m y 10 m respectivamente. Considerando que no existen acciones externas y régimen estacionario, se resuelve la ecuación del flujo obteniendo el campo de alturas piezométricas mostrado en la Figura 1b.

Como valores de atenuación sísmica (variable secundaria) se consideran los de la variable V de la misma base de datos. El coeficiente de correlación lineal entre logT y la variable secundaria es 0.6. Esta variable secundaria tiene menor variabilidad que la variable logT (ver Figura 1c). En las Figuras 1a y 1c se muestra un área central de valores bajos rodeada por dos áreas con valores altos. Para simular el transporte convectivo en esta formación sintética se han asumido constantes la potencia de la formación (10 m) y la porosidad efectiva (0.16). La Figura 1d muestra las trayectorias y los tiempos de paso de dos partículas con posición inicial en las localizaciones P-1 y P-2 del borde Norte del acuífero.

A partir del campo de referencia de logT se han muestreado 20 datos de transmisividad regularmente espaciados (ver Figura 1a). La variable secundaria se ha muestreado a lo largo de hipotéticas líneas sísmicas (Figura 1c) obteniéndose valores en 320 celdas. El campo de alturas piezométricas de referencia se ha muestreado en dos conjuntos diferentes de 15 celdas en las localizaciones señaladas con círculos y cuadrados en la Figura 1b.

El problema planteado es la caracterización de las trayectorias de radionucleidos y sus tiempos de viaje en este acuífero, utilizando la información limitada proporcionada por los conjuntos de datos anteriores, combinados según distintos escenarios. Estos son: (D1) 20 datos de logT (Figura 1a), (D2) 20 datos de logT y líneas sísmicas (datos secundarios, Figura 1c), (D3) 20 datos de logT y 30 medidas de altura piezométrica (Figura 1b), (D4) 20 datos de logT, datos secundarios y 30 medidas piezométricas y (D5) 20 datos de logT y las primeras 15 medidas piezométricas (círculos en Figura 1b).

Para cada uno de estos cinco escenarios se han simulado 100 campos y se han obtenido sus correspondientes trayectorias y tiempos de paso hasta el borde Sur desde las localizaciones P-1 y P-2. Este número de simulaciones (100) se ha verificado que es suficiente comparando los resultados obtenidos para el escenario D4 al realizar 300 simulaciones y observando que los resultados no diferían significativamente de los obtenidos al realizar 100 simulaciones.

Los parámetros estadísticos necesarios para realizar las simulaciones se han tomado de CASSIRAGA *et al.* (1996) que han estudiado esta parte de la base "Walker lake".

La simulación del transporte convectivo se realiza mediante el modelo de arrastre de partículas desarrollado por CAPILLA *et al.* (1995).

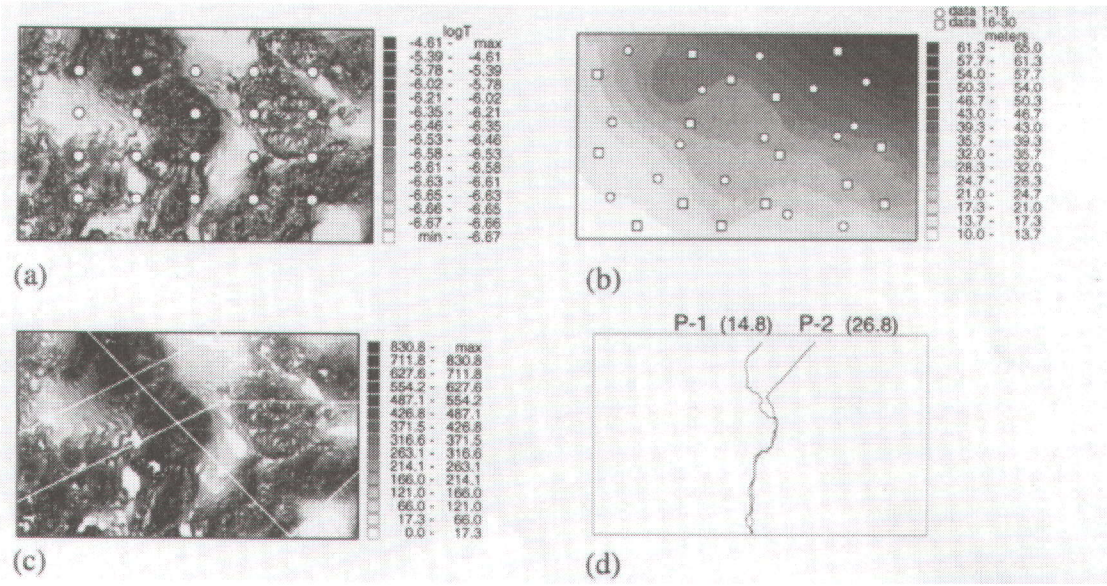


Figura 1.- Campos y trayectorias de referencia: (a) campo de logT, (b) campo de alturas piezométricas, (c) atenuación sísmica y (d) trayectorias de referencia.

METODOLOGÍA

Se indican brevemente los procedimientos utilizados para la generación de campos condicionados a distintos grupos de datos.

M1) Condicionamiento sólo a datos de transmisividad:

Se generan utilizando la simulación de campos de probabilidad, vease SRIVASTAVA (1992). Las funciones de distribución de probabilidad acumulada condicionales (dpac) se obtienen utilizando un krigeado indicador de las medidas de transmisividad. El variograma de los campos de probabilidad se modela a partir de la transformación uniforme de los datos de transmisividad.

M2) Integración de información secundaria:

En este caso las dpac se obtienen mediante cokrigeado indicador utilizando el modelo Markov-Bayes con los datos de transmisividad y secundarios, veanse DEUTSCH & JOURNEL (1992, p.174). Los campos de probabilidad utilizados para muestrear estas dpac son los mismos que los utilizados en M1.

M3) Reproducción de piezometría:

En este caso se realiza la inversión estocástica de datos de piezometría. Se recurre al método Auto-Calibrado (MAC), véase GÓMEZ-HERNÁNDEZ *et al.* (1997). Dicha técnica se basa en la perturbación de campos llamados semilla que están condicionados a los datos de transmisividad. En esta aplicación práctica se han implementado algunas mejoras sobre el algoritmo original, véase CAPILLA *et al.* (1998b). Se usan como campos semilla los generados mediante M1.

M4) Integración de los datos secundarios y de piezometría:

Se recurre a la aplicación del método Auto-Calibrado utilizando como campos semilla los obtenidos mediante M2. Esta aproximación no garantiza que se preserve la estructura geoestadística pero se ha visto que su funcionamiento es satisfactorio, véase ZIMMERMAN & GALLEGOS (1993).

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

En general se ha observado que las características principales del campo de referencia solo se reproducen satisfactoriamente en los escenarios que incorporan información secundaria y/o piezométrica (D2 a D5). La incorporación de la información piezométrica (D3 a D5) tiene mayor influencia que la información secundaria. Esto se ha confirmado también viendo los campos de logT medios del conjunto de cien campos simulados. La varianza del conjunto de campos de logT ha mostrado que la información secundaria cambia significativamente la distribución espacial de las varianzas y que el condicionamiento a datos de piezometría reduce los valores de las varianzas.

En el caso de los campos de alturas piezométricas la incorporación de datos de piezometría es mas determinante tal y como cabría esperar. En la figura 2 se presentan los campos de varianzas del conjunto. Se observa que la incertidumbre en los campos de altura piezométrica para los escenarios D1 y D2 es muy alta, alcanzando valores de varianza próximos a 25 m^2 mientras que los máximos en los escenarios D3 y D4 están por debajo de 7 m^2 y son muy locales. Al comparar las Figuras 2c y 2d se concluye que el condicionamiento a ambos tipos de información (D4) disminuye la varianza en zonas con varianzas bajas y la aumenta en zonas con varianzas altas.

El estudio del transporte de partículas en estos múltiples campos indica que el impacto de utilizar datos piezométricos en las simulaciones es más determinante que el de los datos secundarios. La Figura 3 muestra cómo la información secundaria (D2) reduce la incertidumbre en las trayectorias de las partículas. Al incorporar únicamente el conjunto de 30 medidas piezométricas (D3), el abanico de trayectorias se reduce respecto al caso D2 en que se utilizan 320 datos secundarios. El caso D4 demuestra que se debe incorporar ambos tipos de información aunque, primordialmente, los datos piezométricos.

Los histogramas de tiempos de viaje para partículas desde P-1 se muestran en la Figura 4. Como era de esperar, el caso D1 muestra un rango más amplio. Los resultados son consistentes con las anteriores conclusiones. Se tiene un rango más amplio para el caso D2 que para el D3. Los valo-

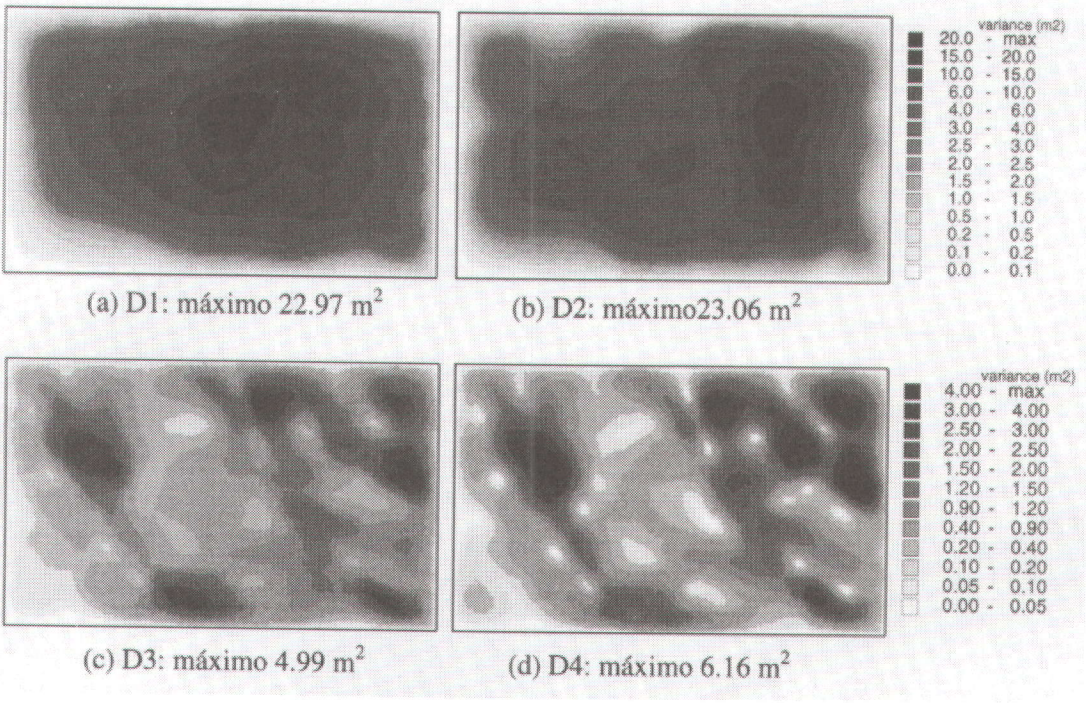


Figura 2.- Campo de varianzas del conjunto de 100 campos de piezometría simulados en los escenarios D1 a D4.

res medianos para el tiempo de viaje en D3 y D4 son más similares al valor de referencia mostrado entre paréntesis en la Figura 1d. La incorporación de la información secundaria tiene el efecto de aumentar la incertidumbre en las predicciones de los tiempos de viaje obteniendo varianzas mayores.

Los resultados obtenidos para el escenario D5 han mostrado que con relativamente pocos datos piezométricos (15) es posible obtener resultados tan aproximados como los obtenidos con una cantidad mucho mayor de datos secundarios. Con tan solo 15 datos de piezometría situados aleatoriamente se capturan las características más importantes del campo de referencia. Esto se ha confirmado comparando los campos de varianzas del conjunto con los obtenidos para los escenarios restantes. Esta conclusión se ha confirmado también al estudiar la disposición de trayectorias y los histogramas de tiempos de viaje.

Los resultados obtenidos para los distintos escenarios indican que, si la localización y cantidad de datos son las adecuadas, el método Auto-Calibrado puede reproducir la conectividad entre los valores extremos de la transmisividad, posicionando los canales de flujo y las barreras donde efectivamente se localizan en el campo de referencia. Se ha comprobado también que los campos simulados reproducen razonablemente los variogramas modelo adoptados.

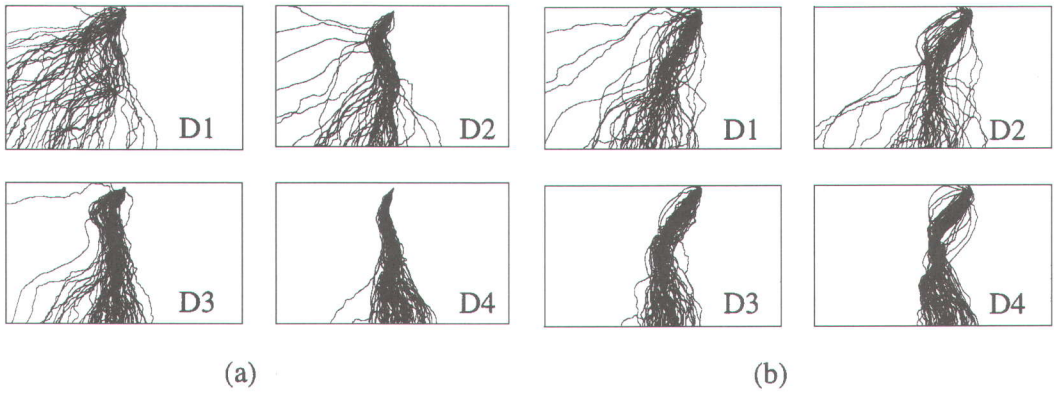


Figura 3.– Múltiples trayectorias equiproblables desde los puntos P-1 (a) y P-2 (b)

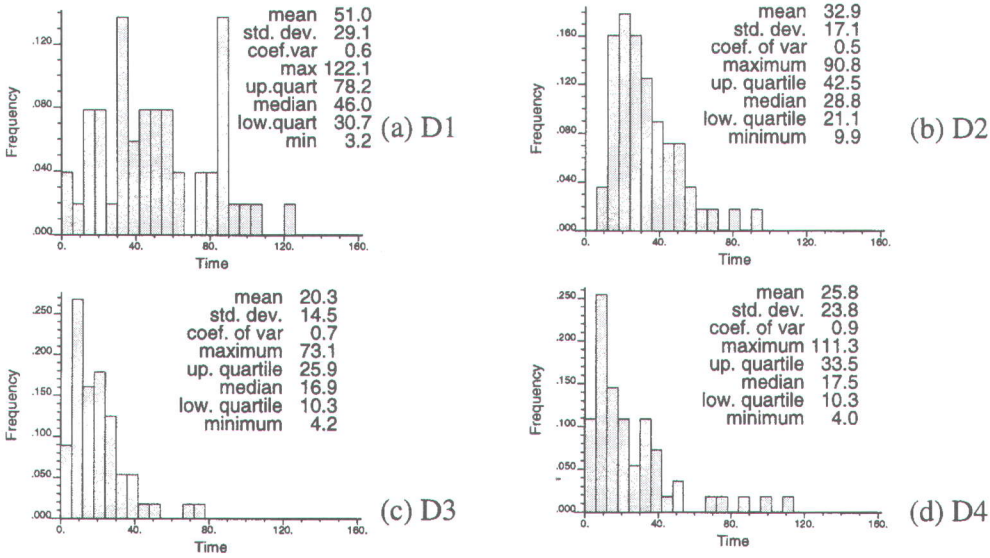


Figura 4.– Histogramas de tiempos de viaje para el punto P-1 (valor de referencia 14.8)

CONCLUSIONES

Tanto la información secundaria procedente de campañas de prospección sísmica como los datos de piezometría pueden proporcionar mejoras significativas en la caracterización probabilística de la migración de partículas contaminantes en las aguas subterráneas. Sin embargo, la contribución de unas pocas medidas de piezometría puede ser tan determinante como la de una abundante información secundaria.

Es importante incorporar ambos tipos de información puesto que los datos secundarios pueden proporcionar información valiosa en zonas alejadas de la localizaciones de los datos piezométricos. El método Auto-Calibrado (MAC) refleja la alta incertidumbre observada en los campos de logT

cuando únicamente se incorpora la información secundaria. Ello lleva a una alta variabilidad en los valores de transmisividad y consecuentemente a valores elevados de las varianzas calculadas para el conjunto de resultados. El MAC consigue reproducir la continuidad de los valores extremos de la transmisividad. La incorporación de la información secundaria (sísmica) ha consistido únicamente en el precondicionamiento de los campos semilla a estos datos y se concluye que el procedimiento es satisfactorio en este caso.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAPILLA, J.E., GÓMEZ-HERNANDEZ, J.J. AND SAHUQUILLO, A. (1995). Trayectorias de partículas en un acuífero confinado con densidad variable espacialmente y régimen estacionario. *Proceedings of VI Simposio de hidrogeologia*, 23-27 de octubre, Sevilla, Spain.

CAPILLA, J.E., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. AND SAHUQUILLO, A. (1997). Stochastic Simulation of Transmissivity Fields Conditional to Both Transmissivity and Piezometric Data, 2. Demonstration on a Synthetic Aquifer. *Journal of Hydrology*, 203, p. 162-174.

CAPILLA, J.E., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. AND SAHUQUILLO, A. (1998a). Stochastic Simulation of Transmissivity Fields Conditional to Both Transmissivity and Piezometric Data, 3. Application to the Culebra formation at the Waste Isolation Pilot Plant (WIPP), in New Mexico (U.S.A.). *Journal of Hydrology*, 207 (3-4), 1997, p. 254-269.

CAPILLA, JOSÉ E., RODRIGO, J. AND GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. J. (1998b). Simulation Of Non-Gaussian Transmissivity Fields Honoring Piezometric Data And Integrating Soft And Secondary Information. *Mathematical Geology*.

CASSIRAGA, E.F. AND GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. (1996). Incorporating Geophysical information: which method to use ?. *Proceedings Fifth Geostatistics Congress*, 22-27 Sept., Wollongong, Australia.

DEUTSCH, C.V. AND JOURNEL, A.G. (1992). *GSLIB: Geostatistical Software Library and Users' Guide*. Oxford University Press, New York.

GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J., SAHUQUILLO, A. AND CAPILLA, J.E. (1997). Stochastic Simulation of Transmissivity Fields Conditional to Both Transmissivity and Piezometric Data, 1. Theory. *Journal of Hydrology*, 203, p. 175-188.

HENDRICKS FRANSSEN, H.J.W.M., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J., SAHUQUILLO, A. AND CAPILLA, J.E. (1997). Stochastic inverse modeling of transient groundwater flow: *Proceedings of IAMG'97. The third annual conference of the international association for mathematical geology*, V. Pawlowsky-Glahn (Ed.), p. 778-783, CIMNE.

ISAAKS, E.H. AND SRIVASTAVA, R.M. (1989). *Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York.

SAHUQUILLO, A., CAPILLA, J.E., GOMEZ-HERNANDEZ, J. J. AND ANDREU, J. (1992). Conditional Simulation of transmissivity fields honoring piezometric data. In Blain and Cabrera (eds.), *Hydraulic Engineering Software IV, "Fluid Flow Modeling"*, Vol. II, pp. 201-214, Elsevier Applied Science.

SRIVASTAVA, R.M. (1992). Reservoir characterization with probability field simulation. Paper presented at the 1992 *Annual Technical Conference of the Society of Petroleum Engineers*, SPE, Richardson, Texas, USA.

ZIMMERMAN, D.A. AND GALLEGOS, D.P. (1993). A comparison of geostatistically based inverse techniques for use in performance assessment analysis at the WIPP site. Results from test case no 1. In High Level Radioactive Waste Management, Proceedings of the *4th International Conference*, pp. 1426-1436, Las Vegas, Nevada.

MODELIZACIÓN INVERSA ESTOCÁSTICA TRIDIMENSIONAL DE FLUJO DE AGUA Y TRANSPORTE CONVECTIVO EN UN MEDIO FRACTURADO

CASSIRAGA, Eduardo F.*; HENDRICKS FRANSSEN, Harrie-Jan W.M.*; GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J. Jaime*; SAHUQUILLO HERRÁIZ, Andrés* y CAPILLA ROMÁ, José E.**

(*) Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46071 VALENCIA
(**) Departamento de Física Aplicada. Universidad Politécnica de Valencia
Camino de Vera, s/n. 46071 VALENCIA

RESUMEN

Con el objeto de modelizar la incertidumbre de las posiciones y los tiempos de llegada de un contaminante en un medio fracturado en 3D, se han generado realizaciones de la conductividad hidráulica condicionadas a datos de ésta y a información geológica. Estas realizaciones son posteriormente calibradas, mediante el algoritmo autocalibrante para la modelización inversa del flujo de agua subterránea en régimen estacionario y transitorio, a datos de altura piezométrica. El impacto de esta calibración es evaluado comparando los resultados de los modelos de flujo y transporte advectivo antes y después de la calibración.

Palabras clave: *geoestadística, simulación estocástica, problema inverso, flujo en medio fracturado 3D, transporte de masa, algoritmo autocalibrante.*

INTRODUCCIÓN

Dada la gran heterogeneidad espacial de la conductividad hidráulica (K), es necesario modelizar la incertidumbre en las predicciones realizadas a partir de los modelos numéricos del flujo de agua subterránea y del transporte de masa. A su vez y con el objeto de reducir esta incertidumbre, es conveniente incorporar en la modelización toda la información disponible acerca de los parámetros que describen los procesos que se quiere representar en los modelos. Este estudio describe una forma de considerar la información hidrogeológica previa y las medidas de altura piezométrica (h) (tanto en estado transitorio como estacionario) en la caracterización de campos de K en 3D.

En su forma más general se trata de generar una serie de realizaciones igualmente plausibles de *K*, condicionadas tanto a datos de *K* como de *h* en régimen estacionario y transitorio. Para ello se recurre al algoritmo autocalibrante (SAHUQUILLO *et al.*, 1992; GÓMEZ-HERNÁNDEZ *et al.*, 1997; CAPILLA *et al.*, 1997) que consiste en un proceso iterativo que combina optimización no lineal y geoestadística en la generación de los campos de *K*.

EL MÉTODO AUTOCALIBRANTE

El método autocalibrante para la generación de campos de *K* condicionados a distintos tipos de información disponible utilizado en este estudio incluye los siguientes pasos:

(1) Generar una realización "semilla" de *K* condicionada sólo a datos de *K* utilizando cualquiera de las técnicas geoestadísticas disponibles.
(2) Resolver numéricamente la ecuación del flujo en estado estacionario o transitorio en esta realización sujeta a las condiciones de borde que correspondan.
(3) Comparar los valores medidos de *h* con los valores obtenidos numéricamente en las mismas localizaciones. Si la diferencia es más pequeña que una determinada tolerancia, el campo de *K* se dice condicional a los datos de *h* y el procedimiento finaliza, en caso contrario se continua con el paso siguiente.
(4) Modificar el campo de *K* con el fin de reproducir mejor las medidas de *h* y retornar al paso 2. La modificación del campo de *K* es la clave del método y está explicada más abajo.
(5) Repetir los pasos 1 a 4 tantas veces como realizaciones son necesarias.

La modificación del campo de *K* en el punto 4 se realiza por medio de un procedimiento de optimización cuyo objetivo es reducir el cuadrado de las diferencias entre los valores medidos y simulados de *h*. El campo de *K* se modifica sumando a éste un campo de perturbaciones. Este campo de perturbaciones debe ser suave con el fin de no destruir la variabilidad espacial a corta y mediana escala del campo semilla. Dicha suavidad se logra interpolando (vía krigeado ordinario) las perturbaciones en todo el dominio de simulación a partir de los valores de las perturbaciones en unos pocos puntos llamados puntos maestros (el krigeado se realiza utilizando el mismo variograma que para generar el campo semilla). En el apéndice se dan más detalles acerca de cómo se obtienen las perturbaciones.

CASO PRÁCTICO

Cerca de la ciudad de Sellafield (Reino Unido) se ha llevado a cabo un programa de exploración con el objetivo final de construir un laboratorio subterráneo en la formación Borrowdale compuesta por tobas volcánicas fracturadas de muy baja permeabilidad. Con el objeto de modelizar la respuesta de la formación a un ensayo de bombeo de larga duración se ha construido un modelo tridimensional de 50 x 50 bloques en planta y 30 bloques de altura, donde cada bloque cúbico mide 20 m x 20 m x 20 m. Las investigaciones geológicas han identificado una serie de fracturas que pueden clasificarse en dos familias. La primera con un rumbo NO-SE y un buzamiento de 40 grados y la segunda con un rumbo NEE-SOO y un buzamiento de 70 grados. También existe un modelo estructural de las fracturas dentro de la zona de estudio. Este modelo estructural contiene la definición geométrica de las fracturas más importantes.

La generación de los campos de *K* utilizados en el primer paso del algoritmo de autocalibración, se realiza en tres etapas. En las dos primeras se generan las dos familias de fracturas y en la tercera la matriz rocosa. La realización final se obtiene combinando los campos generados en estas tres etapas. Para generar las dos familias de fracturas utilizamos el programa ISIM3D (GÓMEZ-

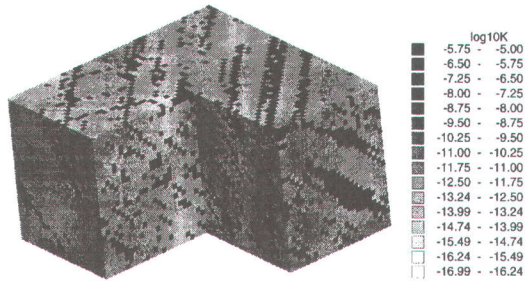


Figura 1.– Bloque simulado de K condicionado a las medidas de K y a la información blanda proveniente del modelo estructural de las fraccturas.

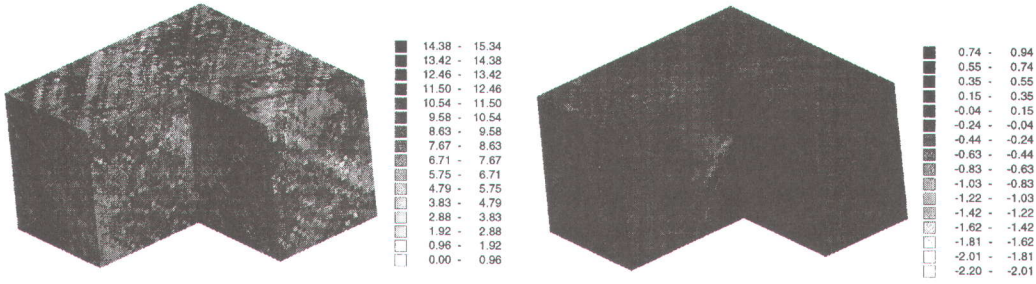


Figura 2.– A la izquierda: varianzas correspondientes al conjunto de realizaciones de K después de la calibración. Ala derecha: perturbaciones medias aplicadas a las reealizaciones de K con el fin de reproducir las medidas de h.

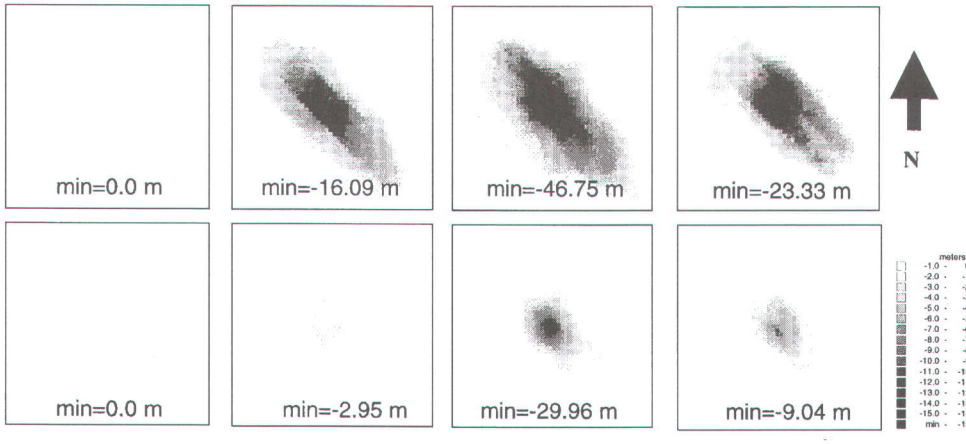


Figura 3.– Descensos medios en planos a (de izquierda a derecha) 400 m, 500m, 600 m y 700 m debajo de la superficie. Arriba: antes de la calibración. Abajo: después de la calibración.

HERNÁNDEZ & SRIVASTAVA, 1990) de simulación secuencial indicadora; y para generar la matriz el programa GCOSIM3D (GÓMEZ-HERNÁNDEZ & JOURNEL, 1993) de simulación gausiana secuencial.

Se consideró como información dura acerca de K a aquella que pudo deducirse directamente de los datos de sondeos en pozos de forma que se dispuso de 32 medidas en la matriz rocosa, 52 medidas en la primera familia de fracturas y 6 medidas en la segunda familia de fracturas. Como información blanda acerca de K se consideró el modelo estructural elaborado por los geólogos; considerando que dicho modelo era un modelo interpretativo y que por tanto estaba sujeto a una cierta incertidumbre. Cada clase de valores de K (matriz y familias de fracturas) está caracterizada por una estructura de continuidad espacial diferente. Dado que el número de datos no es suficiente para estimar estas estructuras se adopta un modelo isotrópico con un rango igual a 10 bloques para la matriz y un modelo fuertemente anisotrópico para cada una de las familias de fracturas, de gran continuidad en el plano de las fracturas y pequeño alcance en la dirección perpendicular.

Se conocen las h resultantes de un ensayo de bombeo a altura constante de 158 m en el centro de la zona modelizada en 31 localizaciones. El método autocalibrante permite la reproducción de las h medidas en estos 31 puntos. El procedimiento de calibración fue modificado debido a la existencia de las familias de fracturas.

La figura 1 muestra una realización de K condicionada a las medidas de K y a la información blanda proveniente del modelo estructural de fracturas. Esta realización es una de las realizaciones semilla que luego son calibradas para que además reproduzcan h en los 31 puntos de control. La figura 2 (izquierda) muestra las varianzas correspondientes al conjunto de simulaciones de K después de la calibración. La zona central de la realización, la cual es la afectada por el bombeo, es la zona donde las varianzas son más bajas. Esto manifiesta el impacto que los datos de h tienen sobre los valores de K. Fuera de la zona afectada por el bombeo no apreciamos una mejora en la caracterización de K, lo cual se debe a que los coeficientes de sensibilidad de la función objetivo con respecto a la perturbación de K son muy pequeños en esa zona. En la figura 2 (derecha) se muestran las perturbaciones medias aplicadas a las realizaciones semilla de K con el fin de reproducir las medidas de h. Se observa que los valores de K en la matriz se incrementan en la zona cercana al pozo mientras que los valores de K correspondientes a las fracturas decrecen. Esto hace presumir que la matriz rocosa juega un papel importante en el flujo, lo cual puede ser corroborado observando la figura 3 en la que se muestran los descensos producidos para 4 secciones horizontales a distintas profundidades antes y después de la calibración. Antes de la calibración el patrón de los descensos es fuertemente anisotrópico mostrando la influencia de las fracturas. Después de la calibración el peso de las fracturas disminuye y los descensos adquieren un aspecto más isotrópico de acuerdo con la estructura espacial de la matriz. Además la zona de alcance de los descensos disminuye.

La ecuación del transporte se resuelve en 50 realizaciones con el fin de realizar un análisis de la incertidumbre en las posiciones y los tiempos de llegada de un hipotético escape de contaminante de la zona en la cual se piensan situar los desechos peligrosos. Para ello se simuló el transporte advectivo de 1000 partículas liberadas desde 3 celdas localizadas en la parte central de la zona modelizada. La simulación se realizó primero en las realizaciones condicionadas sólo a la información disponible de K (tanto dura como blanda), y luego en las realizaciones calibradas condi-

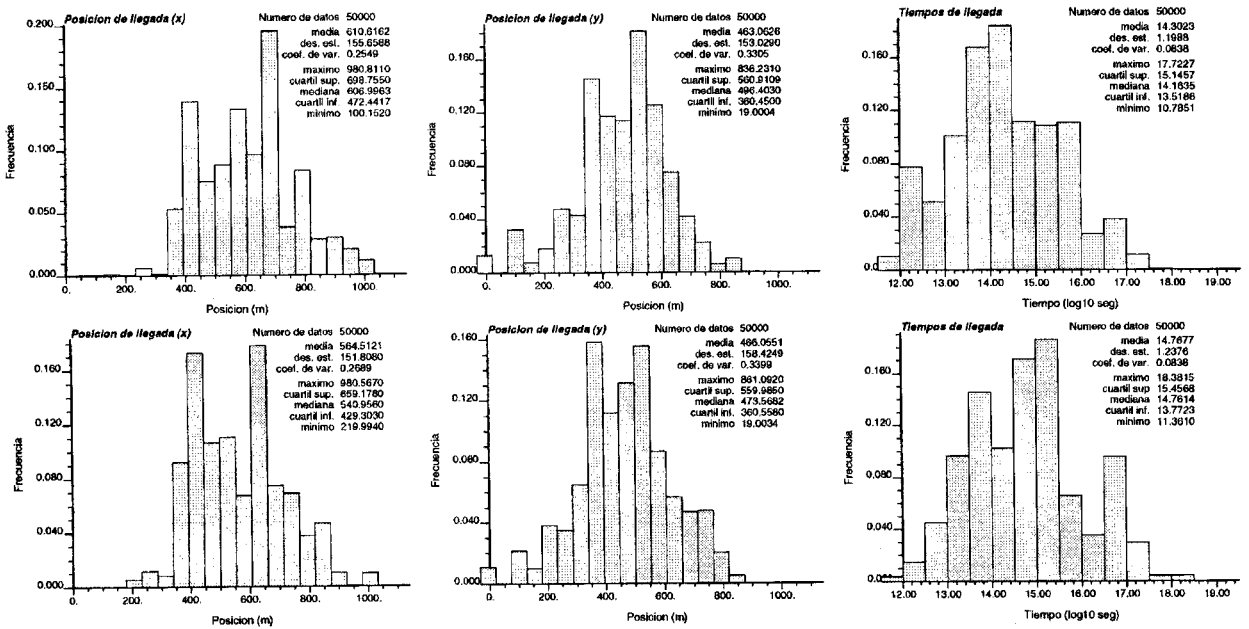


Figura 4. Histogramas de las localizaciones (coordenada x y coordenada y) y de los tiempos de llegada para las 2000 partículas de contaminate liberadas. Arriba: antes de la calibración. Abajo: después de la calibración.

cionadas además a los 31 datos de h. Las condiciones de borde fueron de altura prescrita en todos los bordes imponiendo un flujo vertical hacia abajo, es decir que se impuso una altura en la parte superior y una altura menor en la parte inferior, las alturas en las caras laterales varían linealmente entre estos dos valores. El plano inferior de la zona estudiada sirvió como plano de control para registrar las posiciones y los tiempos de llegada de las partículas del contaminante. En la figura 4 se muestran los histogramas de estas variables para las realizaciones antes y después de la calibración. El condicionamiento a los datos de h da como resultado que los tiempos de viaje sean ligeramente más largos, principalmente debido a la disminución en los valores de K de las fracturas. En cuanto a la posición media de llegada se observa que ésta se desplaza 50 m hacia el este sobre el plano de control.

La incertidumbre en las posiciones y los tiempos de llegada no parece haberse reducido a causa de la calibración de las realizaciones. Esto puede deberse a dos razones. Primero, las realizaciones de K fueron condicionadas a datos de h derivados de un régimen de flujo diferente (ensayo de bombeo) al régimen impuesto para la simulación del transporte. Segundo, el método de calibración no mejora la identificación de la geometría de las fracturas dentro de la realización, la cual está definida a partir de la información geológica, sino que calibra los valores de K a través de la modelización inversa. En muchas de las realizaciones se observó que el flujo del contaminante se canalizó a través de las fracturas (caminos preferenciales de flujo) causando que la incertidumbre en las posiciones de llegada al plano de control no sea reducida por el proceso de condicionamiento a los datos de h.

CONCLUSIONES

El método de autocalibración fue capaz de generar un conjunto de realizaciones de K para un medio fracturado en 3D condicionadas a la información geológica disponible y a datos de h derivadas de un ensayo de bombeo. Con el objeto de calibrar cada realización a los datos de h las fracturas se hacen menos conductivas mientras que el volumen de matriz alrededor del pozo de bombeo se hace más conductiva. El condicionamiento a los datos de h reduce la varianza del conjunto en la zona de influencia del bombeo, sin embargo la incorporación de estos datos no reduce la incertidumbre inherente a los resultados predichos por el modelo de transporte.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por ENRESA y se desarrolló dentro del proyecto DECOVALEX de comparación de códigos para la modelización hidráulico-mecánica.

APÉNDICE

Sea $\{K\}=\{K_i, i=1,\ldots,N\}$ una realización de la conductividad hidráulica donde N es el número de bloques en los que se discretizó el acuífero. Esta realización es condicional, por construcción, a n_T datos de K representados por $\{K^m\} = \{K_i^m, i \varepsilon\ (n_T\}$. Sea $\{h\} = \{h_i, i+1,\ldots,N\}$, la solución numérica de la ecuación del flujo subterráneo sobre la realización, y $\{h^m\} = \{h_i^m, i \varepsilon\ (n_h\}$, el conjunto de (n_h) medidas de h a las cuales se desea condicionar $\{K\}$. La función de penalización $F = \Sigma_{i\varepsilon(nh)}(h_i - h_i^m)^2$ no será, en principio, cercana a cero, indicando que las alturas medidas no son reproducidas

por la simulación del flujo en el campo de K dado. En tal caso, una perturbación $\{\Delta K\}=\{\Delta K_i,\ i = 1,...,N\}$ es sumada a $\{K\}$ tal que la solución de las alturas en el campo actualizado $\{K+\Delta K\}$ dé como resultado una función de penalización cercana a cero. La perturbación $\{\Delta K\}$ es parametrizada como una función lineal de las perturbaciones en unas pocas localizaciones maestras (m) uniformemente distribuidas sobre el acuífero. Una sugerencia para seleccionar los puntos maestros es tener del orden de 2 localizaciones maestras por longitud de correlación. La perturbación en cada realización i está dada por:

$$\Delta K_i = \sum_{j\varepsilon(m)} \lambda_j \Delta K_i$$

con λ_j calculado por krigeado ordinario con el mismo variograma utilizado para la generación de $\{K\}$. Para asegurarnos que el condicionamiento a K no es destruido por la perturbación, el grupo de puntos maestros incluye las localizaciones de los datos de K, es decir, $(m)\supset(n_T)$ y la perturbación de los datos de K se fuerza a ser constante e igual a cero, $\Delta K_i = 0$, $i\varepsilon\ (n_T)$. Un procedimiento de optimización no lineal determina las perturbaciones Δk_i, $i\ \varepsilon\ (m)$ tal que el valor de la función de penalización F sea cercano a cero. En el caso práctico que presentamos hubo que modificar el algoritmo original para poder considerar los tres tipos de bloques disponibles (matriz y familias de fracturas) de manera que las perturbaciones en puntos maestros situados en la matriz rocosa sólo afectan a la matriz, mientras que las perturbaciones en puntos maestros en cada familia de fracturas sólo afectan a la respectiva familia de fracturas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAPILLA, J., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. & SAHUQUILLO, A. (1997). Stochastic simulation of transmissivity fields conditional to both transmissivity and piezometric data. 2. Demonstration on a synthetic aquifer. *Journal of Hydrology, 203*, 175-188.

GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J., & JOURNEL, A.G. (1993). Joint Sequential Simulation of MultiGaussian Fields. In *Geostatistics Tróia '92*, volume 1, A. Soares (editor), Kluwer Academic Publishers, 85-94.

GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J., SAHUQUILLO, A. & CAPILLA, J.E. (1997). Stochastic simulation of transmissivity fields conditional to both transmissivity and piezometric data. 1. Theory. *Journal of Hydrology, 203*, 162-174.

GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. & SRIVASTAVA, R.M. (1990). An ANSI C Three Dimesional Multiple Indicator Simulation Program. *Computer and Geosciences, 16*(4), 395-440.

SAHUQUILLO, A., CAPILLA, J.E., GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.J. & ANDREU, J. (1992). Conditional simulation of transmissivity fields honoring piezometric data. In *Hydraulic Engineering Software IV, Fluid Flow Modeling,* W.R. Blain and E. Cabrera (Eds.), pp. 201-214.

ANÁLISIS DE SEGURIDAD DE DEPÓSITOS SUBTERRÁNEOS DE RESIDUOS MEDIANTE MODELOS DE TRANSPORTE REACTIVO

GUIMERÀ, Jordi; DURO, Lara; JORDANA, Salvador y BRUNO, Jordi*

(*) Quantisci, S.L.. Parc Tecnològic del Vallès. 08290 CERDANYOLA (BARCELONA)

RESUMEN

Cuantificar las principales interacciones agua-roca requiere una interpretación cinética cuando el tiempo de residencia del agua en el acuífero es más corto que el tiempo característico de reacción. Una forma de representar estos procesos es la simulación del transporte advectivo-dispersivo con reacciones tanto de equilibrio como cinéticas. El propósito de este trabajo es presentar simulaciones a largo plazo de procesos geológicos-geoquímicos que implican cambios en las condiciones de contorno del sistema hidrogeológico (periodos de glaciación-deshielo). Al final se proporciona una discusión cuantitativa de la evolución de las condiciones redox en las inmediaciones del depósito subterráneo, cuyo cambio de reductoras a oxidantes podría aumentar la solubilidad del residuo almacenado. En nuestro caso, el dominio considerado es un bloque de granito, donde el sistema redox está gobernado por la transferencia de electrones entre las especies acuosas y minerales de Fe(II) y Fe(III). Así, la mayor capacidad reductora del sistema viene dada por el contenido de Fe(II). La dimensión longitudinal del problema es de unos 500 m y los tiempos de simulación varían entre 1000 y 10000 años. Al cabo de 1000 años el sistema a 500 m de profundidad es anóxico, mientras que el aporte de masa de $Fe(OH)_{3\,(aq)}$ aumenta hasta 10^{-8} mol/m^2 de superficie expuesta al flujo de agua.

Palabras clave: *Depósitos de residuos, transporte reactivo, sistemas redox.*

INTRODUCCIÓN

El almacenamiento de residuos en depósitos subterráneos a largo plazo requiere que las condiciones geoquímicas en el entorno del residuo permanezcan estables a efectos de minimizar su lixiviado y transporte hacia la biosfera. El agua subterránea en los sistemas naturales tiende a establecer el equilibrio entre las fases acuosas y las fases minerales, dado que los tiempos de residencia suelen ser mucho más largos que los tiempos característicos de reacción de las principales interacciones agua-roca. Cuando el tiempo de residencia es más corto que el tiempo característico de reac-

ción, se requiere una descripción cinética de los procesos (Grenthe et al., 1997). En general, existen tres aproximaciones al transporte con reacciones (Apelo y Postma, 1992, entre otros): primero, la ecuación clásica de transporte advectivo-dispersivo con reacciones de primer orden; segundo, la descripción de las reacciones en equilibrio con transporte completamente advectivo y tercero, la simulación del transporte advectivo-dispersivo con reacciones tanto de equilibrio como cinéticas. El trabajo que se presenta se enmarca en este último tipo, que ha sido objeto de desarrollo desde Rubin (1983). Una de las limitaciones de este enfoque es de tipo computacional -en algunos casos. Por este motivo, los problemas suelen conceptualizarse de forma lo más resumida posible, a efectos de simplificarlos.

El propósito de este trabajo es presentar y discutir una selección de alternativas de modelización (conceptuales y numéricas) de problemas de transporte reactivo que afectan la estabilidad geoquímica de residuos radiactivos almacenados en depósitos subterráneos. Para ello se presentan los resultados de simulaciones a largo plazo que implican cambios en las condiciones de contorno del sistema hidrogeológico. Estos cambios tienen su origen en un cambio climático razonablemente predecible (periodos de glaciación-deshielo, Boulton y de Marsily, 1997). El objetivo final es proporcionar una discusión cuantitativa de la evolución de las condiciones redox en las inmediaciones del depósito subterráneo, cuyo cambio de reductoras a oxidantes podría aumentar la solubilidad del residuo almacenado.

METODOLOGÍA

Descripción del modelo conceptual

Se analizan los resultados de una infiltración de agua oxidante producida por el deshielo de un glaciar, en la hipótesis de que cubriría el área de recarga del sistema de flujo que circula a través de un depósito subterráneo de residuos. Los datos hidráulicos, geoquímicos y geológicos para las simulaciones se obtienen del laboratorio subterráneo de Äspö (Suecia, Rhén et al., 1997). Existen pruebas no concluyentes de que un avance de frente oxidante de estas características ya ha tenido lugar durante las últimas glaciaciones (Blomqvist et al., 1992, Boulton y de Marsily, 1997). La falta de pirita en los rellenos de fracturas y la presencia de agua isotópicamente muy ligera son evidencias indirectas de ello.

El dominio considerado es un bloque de granito, donde el flujo de agua tiene lugar preferentemente en fracturas más permeables, pero también a través del macizo rocoso. El sistema redox está gobernado por la transferencia de electrones entre las especies acuosas y minerales de Fe(II) y Fe(III). Así, la mayor capacidad reductora del sistema viene dada por el contenido de Fe(II). La presencia de este metal en los sistemas naturales está controlada fundamentalmente por especies minerales tales como sulfuros, minerales de arcilla y, en menor proporción, carbonatos (siderita). Los distintos dominios geológicos tienen diferente capacidad reductora de acuerdo con la presencia de los distintos minerales. Así, en las fracturas, la clorita es el término fuente de hierro, mientras que en la roca, el hierro viene de la alteración de la biotita y la pirita. Esto implica que el problema geoquímico puede definirse con unas 20 reacciones y su correspondiente expresión cinética y/o termodinámica (Tabla 1). En algunos casos, se ha considerado más de una ley cinética para un determinado mineral.

Modelo numérico. Condiciones de contorno y parámetros

El sistema está concebido como unidimensional con diferentes dominios (fractura o macizo rocoso) de acuerdo con observaciones de campo. Las simulaciones numéricas se han llevado a cabo mediante dos códigos diferentes: ARASE (Grindrod et al., 1994) y RETRASO (Saaltink et al., 1994). La dimensión del problema es de 500 m y los tiempos de simulación varían entre 1000 y 10000 años. Las condiciones de contorno de flujo han sido de nivel fijo en un extremo y otro; las de transporte, de concentración fija de unas especies determinadas en base medidas de campo que previamente habían sido especiadas. La porosidad en el caso de fracturas se ha tomado 0.01 y en el caso del macizo, 0.001. Dado que se espera que los resultados sean sensibles a las velocidades de flujo y a la superficie expuesta de mineral (S_A), se ha realizado un análisis de sensibilidad variando el valor de estos parámetros en algunos órdenes de magnitud cada uno durante las simulaciones.

Tabla 1. Sistema geoquímico considerado

Ecuaciones de equilibrio comunnes en todos los casos:

Log K	Carga	Estado (*)	Estequiometria
-86.08	0	0	O2(AQ) <=> 2 H2O -4 H+ -4 E-
10.33	-1	0	HCO3- <=> + CO3-2 + H+
33.65	-1	0	HS- <=> + SO4-2 9 H+ 8 E- -4 H2O
11.35	1	0	CAHCO3+ <=> + CA+2 + CO3-2 + H+
2.31	0	0	CASO4 <=> + CA+2 + SO4-2
11.40	1	0	MGHCO3+ <=> + MG+2 + H+ + CO3-2
-14.00	-1	0	OH- <=> + H2O - H+
2.25	0	0	MGSO4 <=> + MG+2 + SO4-2
-9.50	1	0	FE(OH)+ <=> + FE+2 + H2O - H+
-25.59	0	0	FE(OH)3 <=> + FE+2 3 H2O -3 H+ - E-
-16.90	0	0	AL(OH)3 <=> + AL+3 3 H2O -3 H+
-22.70	-1	0	AL(OH)4- <=> + AL+3 4 H2O -4 H+
0.78	1	0	FECL+ <=> + FE+2 + CL-
8.48	0	1	calcita <=> + CA+2 + CO3-2
-16.30	0	1	Fe(OH)3(s) <=> + FE+2 3 H2O -3 H+ - E-
-10.80	0	1	gibbsita <=> 3 H2O -3 H+ + AL+3
2.70	0	1	cuarzo <=> -2 H2O + H4SIO4
-7.43	0	1	caolinita <=> 2 AL+3 2 H4SIO4 + H2O -6 H+

(*) 0=acuoso 1=sólido

Otras ecuaciones particulares en el caso de alteración de clorita

log K			
-4.35	0	0	FeCO3 <=> Fe+2 + CO3-2
12.30	1	0	FeHCO3+ <=> Fe+2 + CO3-2 +H+

Ecuaciones particulares en el caso de equilibrio entre cloritas Fe-Mg

log K
-61.00 Clorita_14A <=> +1.50 FE+2 +3.50 MG+2 +2 AL+3 3 H4SIO4 6 H2O -16 H+
-63.24 Clinoclor_14A <=> -16 H+ 5 MG+2 2 AL+3 3 H4SIO4 6 H2O

Leyes de velocidad para la alteración de la clorita y biotita

Biotita +1Mg+2 = Fe+2

Clorita +1.5Mg+2 = 1.5Fe+2

$R_1 = -0.08457[H+]^{0.51} - 6.437 \cdot 10^{-11}[H+]^{-0.65}$

$R_2 = R_1 X(1-IS)$

donde IS es el índice de saturación = $(Fe^{+2})^{1.5}/[(Mg^{+2})^{1.5}$ (K_{so}], siendo $K_{so} = 10^{2.24}$

R se define en mol/m² (año (Malström et al, 1995).

Leyes de velocidad para la alteración de la pirita:

pirita = Fe+2 +2SO4= -8H2O +16H+ +14e-

R= -0.044[O2]aq

R en mol/m² (año (Stumm y Morgan,

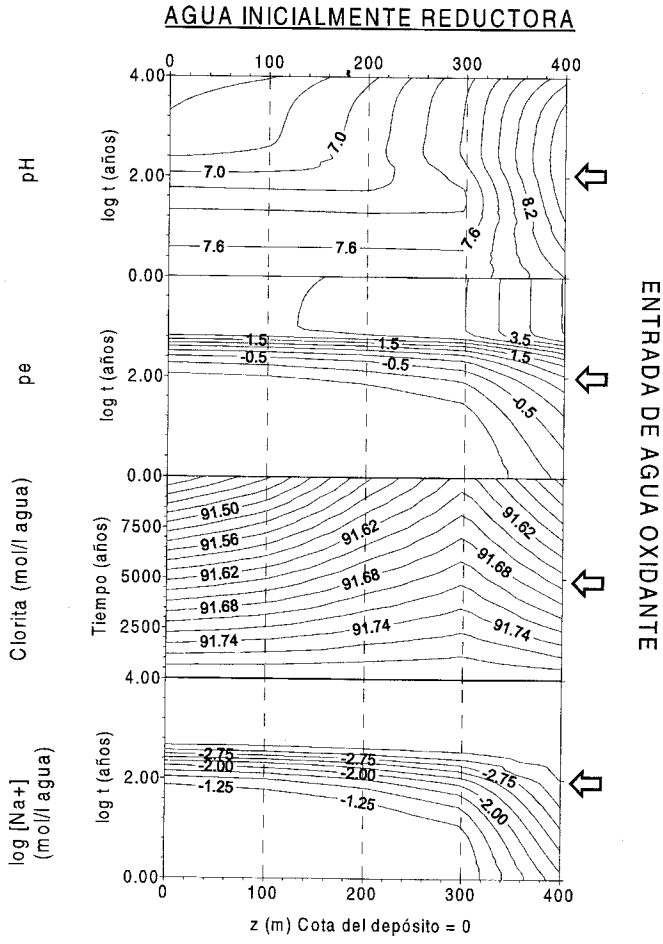


Figura 1. Variación del pH, del pe, del contenido de clorita y del avance de un soluto conservativo para una simulación de 10000 años. El agua inicial del sistema es reductora (pe=-2), progresivamente se oxida ante la entrada de un agua con pe = 12, que avanza a una velocidad de 10^{-7} m/s y se

tampona gracias a la alteración de la clorita. La reacción viene controlada únicamente por el pH. La superficie de contacto S_A es 1 m^{-1}. Los gráficos representan una sucesión de perfiles longitudinales en el tiempo logarítmico, donde el flujo de agua se produce de derecha a izquierda. Las líneas de isocontenidos son interpolaciones de valores tomados cada 100 m y 10 en cada unidad logarítmica.

RESULTADOS

La Tabla 2 resume todos los casos que se han estudiado. De forma general, se observa que el aporte de Fe (II) al sistema disminuye la intrusión del frente redox. En la Figura 1, se ilustra un ejemplo de cómo un agua en el contorno de pe=12, entra en un sistema inicialmente reductor (pe = -2) y da lugar a un frente que llega a tamponarse a valores de pe relativamente bajos (entre 2 y 2.5). Dado que los cambios principales se dan en el sistema del Fe, y que la clorita puede reaccionar controlada únicamente por el pH (véase R_1 en Tabla 1) en ocasiones el sistema puede retroalimentarse de forma ficticia y derivar en un alto aporte de Fe(II), que a su vez produce un alto contenido de protones, alimentando así la producción de Fe(II). Este problema se ha solucionado definiendo la velocidad de reacción del mineral en función del índice de saturación en cada momento (R_2 en Tabla 1), lo cual produce unos resultados más coherentes (pH de acuerdo con observaciones) y unos potenciales redox más oxidantes.

El progreso de las reacciones viene altamente controlado por el parámetro S_A, el cual se ha variado entre 0.01 y 100, ya que en condiciones de laboratorio se habían determinado entre 5 y 50 y la velocidad de flujo, la cual determina el tiempo de residencia del agua en el sistema y por tanto, el tiempo de contacto agua-roca durante el cual se establece la reacción. La Figura 2 ilustra los resultados al variar estos dos parámetros.

Tabla 2. Resumen de los casos considerados (S_A = superfície de mineral/volumen de medio)

	Velocidad de flujo (m/s)		
S_a (m^2/m^3)	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}
0.001	1,3	3	
0.01	1	1	1
1	1	1	1
10	1	1,2	1,2
100	1	1	
(-)	3	3	

1: Clorita (cinética)
2: Pirita-biotita (cinética)
3: Equilibrio entre cloritas ferro-magnesianas (no considera S_a)

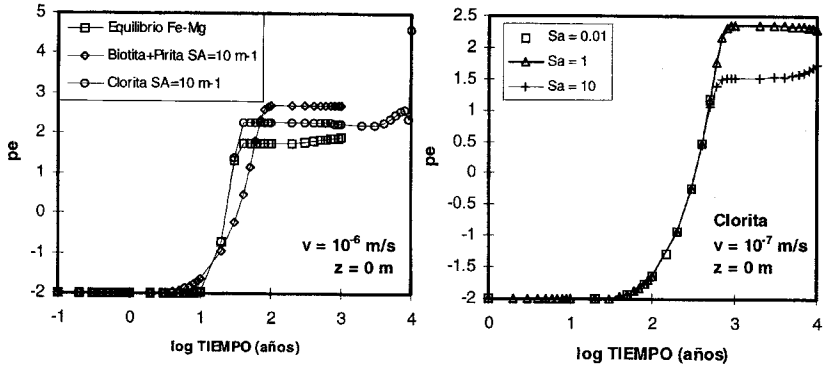


Figura 2. Comparación del avance de los frentes redox para diferentes modelos conceptuales. Izquierda: distintos modelos geoquímicos con idénticos parámetros hidrodinámicos. Derecha: efecto de la superficie específica para un mismo modelo hidrodinámico y geoquímico (la simulación del caso $S_A = 0.01$ m^{-1} llega sólo hasta 500 años. Es probable que en esas condiciones, el pe llegara hasta valores aproximadamente de 4.5).

DISCUSION Y CONCLUSIONES

En base a distribuciones de flujo observadas en túneles excavados en granito (Abelin et al, 1991, Martínez et al., 1997) se ha establecido un balance de masa de oxidantes. Los resultados demuestran que la presencia de oxígeno en el agua es despreciable y que el sistema redox queda bien descrito en función de la evolución de los hidróxidos de hierro. Así, al cabo de 1000 años el sistema a 500 m de profundidad es anóxico, mientras que el aporte de masa de $Fe(OH)_{3\ (aq)}$ aumenta hasta 10^{-8} mol/m^2 de superficie expuesta al flujo de agua.

Los resultados obtenidos son significativos en términos de análisis de seguridad de almacenamientos de residuos, y la metodología descrita es aplicable a un gran número de casos donde la descripción de los procesos requiera un enfoque que implique simultáneamente la solución de flujo y transporte con procesos termodinámicos y cinéticos. En el futuro se pretende explorar la validez de estos cálculos con modelos heterogéneos en dos dimensiones con condiciones de flujo y transporte más adecuadas a la realidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado bajo contrato de la empresa gestora de residuos radiactivos de Suecia, SKB.

REFERENCIAS

ABELIN, H.; L. BIRGERSSON; J. GIDLUND AND I. NERETNIEKS (1991) A large-scale experiment in granite 1. Experimental design and flow distribution. Wate Resour. Res. 27(12) 3107-3117.

APPELO, C.A.J, Y D.POSTMA (1993) Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema, Rotterdam

BLOMQVIST, R.; S.K. FRAPE, P. NISSINEN, M. IVANOVICH, P. VUORELA, A. BLYTH AND T. RUSKEENIEMI (1992) Crustal rebound-relate groundwater flow and calcite formation in the crystalline bedrock of the Fennoscandian shield: new observations from Finland. Paleohydrogeological methods and their applications. Proc. of NEA workshop, Paris, 9-10/11/92,161-167.

BOULTON, G. Y G DE MARSILY (1997) Hydrogeological aspects of glaciation. in King-Clayton et al. (eds) Glaciation and Hydrogeology. Workshop of the impact of climate change and glaciations on rock stresses, groundwater flow and hydrochemistry - past, present and future. Stockholm, April 1996.

GRENTHE, I., W. HUMMEL AND I. PUIGDOMÈNECH (1997) Chemical background for the modelling of reactions in aqueous systems. Grenthe and Puigdomènech (eds) Modelling in aquatic chemistry. NEA-OCDE, Paris 724 p

GRINDROD, P., S.P. CROMPTON, J.A. WOODS AND R.C. ARTHUR (1994) ARASE: Multibarrier geometry in two dimensions. QuantiSci rep ID3830-4 Version 2.

MALMSTRÖM, M.; BANWART, S.; DURO, L.; WERSIN, P. AND BRUNO, J. (1995)Biotite and chlorite weathering at 25%C. SKB TR 95-01.

MARTÍNEZ-LANDA, L., J. GUIMERÀ, E. VÁZQUEZ, L. VIVES AND J. CARRERA (1997) Consistency between different hydraulic characterisation methods of a granitic rock mass. Workshop on Hard Rocks hydrogeology, IAH Iberian sub-group, Madrid, 11-13 Sept.

RHÉN, I. (ED), G. BÄCKBOM (ED), G. GUSTAFSON, R. STANFORS AND P. WIKBERG (1997) Äspö HRL Geoscientific evaluation . 1997/2. SKB TR 97-03, Sweden.

RUBIN, J. (1983) Transport of reacting solutes in porous media: relation between mathematical nature of the problem formulation and chemical nature of reactions. Water Resour. Res. 19 (5) 1231-1252.

SAALTINK, M., I. BENET Y C. AYORA (1997) EXCHANGE Fortran code for solving reactive transport of solutes. User's guide. UPC-CSIC report.

STUMM, W. Y JJ MORGAN (1981) Aquatic Chemistry. John Wiley and Sons.

SIMULACIÓN POR ORDENADOR DEL TRANSPORTE Y LIXIVIACIÓN DE NITRATOS EN UN SUELO SORRIBADO DE TENERIFE

MUÑOZ CARPENA, R.*, PARSONS, J.E., SOCORRO, A.R.* y VILLACÉ, E.***

(*) Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA)
Apartado 60. 38200 LA LAGUNA (TENERIFE)
(**) BAE Dept, Box 7625, North Carolina State, Univ. Raleigh, NC276595-7625, U.S.A.

RESUMEN

La intensidad del cultivo de platanera y de otros hortícolas junto con el continuo crecimiento de la población, han traído consigo la degradación de los acuíferos costeros de las Islas Canarias. Los modelos de simulación, suficientemente contrastados frente a datos obtenidos en el campo, pueden ser una valiosa herramienta para comprender los procesos que controlan esta contaminación, así como para estudiar el efecto que a medio y largo plazo puede tener el manejo del agua y cultivo sobre la contaminación de los acuíferos. No existen precedentes de la simulación por ordenador del efecto que un cultivo intensivo subtropical como la platanera tiene sobre el medio ambiente. Este estudio recoge el proceso de contrastación del modelo GLEAMS frente a datos experimentales (1995-96) de variación temporal de agua y nitratos en un suelo cultivado con platanera, que arrojaron cantidades de nitratos lixiviados hacia el acuífero en torno a 140 kg/ha-año. Los inputs del modelo fueron adaptados para la platanera basados en datos observados, ya que este cultivo no figura entre las bases de datos del modelo. El modelo fue capaz de predecir los balances globales anuales tanto hídricos (ET y drenaje profundo) como de nitratos (extracción de cosecha y lixiviados). Aunque las predicciones no son perfectas, presenta un buen potencial de aplicación a nuestras condiciones. Se proponen tres modificaciones al modelo que mejorarían las predicciones en nuestro escenario.

Palabras Clave: Tenerife, nitratos, transporte, lixiviación.

INTRODUCCIÓN

Contaminación de aguas en Canarias y oportunidad de los modelos de simulación

El uso excesivo de los productos agroquímicos en muchos países industrializados pone en peligro la calidad de los recursos más escasos (agua y suelo) y amenaza con la inutilización de los mis-

mos si no se toman medidas drásticas al respecto (COMISIÓN EUROPEA, 1997). La Unión Europea ha adoptado recientemente una directiva sobre la contaminación por nitratos (91/676/CEE), recogida en España en el Real Decreto 261/1996 de 16 de Febrero de 1996 (BOE 11 Marzo de 1996), que establece recomendaciones y niveles máximos de uso de fertilizantes/abonos nitrogenados para minimizar el impacto sobre las aguas subterráneas. Sin embargo es de destacar que las medidas de control de la contaminación existentes se basan en crudas estimaciones del riesgo de lixiviación de los distintos agroquímicos, que no consideran la interacción entre clima, cultivo, suelo e hidrogeología de la zona. Incluso cuando se consideran estas interacciones, el efecto que las medidas legistativas pudieran tener a medio y largo plazo es desconocido. Tanto el desarrollo de normas y legislación como la evaluación de su impacto a largo plazo podrían simplificarse con el uso de modelos de simulación suficientemente contrastados mediante datos experimentales. Estos modelos pueden asistir a las partes implicadas en la toma de decisiones sobre cuándo, cuánto y cómo aplicar los fertilizantes y pesticidas y asegurar que el suelo y aguas superficiales y subterráneas reciben el mínimo impacto. Los progresos logrados utilizando modelos en la investigación destinada a encontrar estrategias que aumenten la producción agraria y disminuyan la degradación del medio han mostrado ser mucho menos costosos que la investigación experimental por sí sola (HANKS & RITCHIE, 1991). Por este motivo, la utilización de planteamientos que incluyan el uso de modelos, más que una alternativa, ha de ser considerada como una vía indispensable en la ayuda de toma de decisiones en la investigación y explotación agraria.

Las Islas Canarias comparten este panorama de contaminación de sus acuíferos costeros por la actividad agrícola intensiva. Los planes hidrológicos insulares-PHI (1993, 1995) muestran que los niveles medios de contaminación del agua subterránea por nitratos en los principales valles agrícolas oscilan entre 9-11 mg/l $N\text{-}NO_3$ alcanzándose en algún caso concentraciones de hasta 25 mg/l $N\text{-}NO_3$. El PHI señala que son los abonos agrícolas, más que las aguas fecales, los principales aportes de $N\text{-}NO_3$ a las aguas subterráneas en estas zonas. Estudios recientes (CABRERA *et al.*, 1996; MUÑOZ CARPENA *et al.* 1997b, 1998a,b) indican el gran impacto que sobre el medio tiene la producción hortícola en las Islas, como en algunos sistemas obsoletos de producción de platanera (140 Kg $N\text{-}NO_3$/Ha-año lixiviados hacia el acuífero), y en otra zona estudiada con gran concentración de tomate en invernadero donde se detectó la presencia de un pesticida (10 mg/l de metribuzina) en las aguas subterráneas.

La aplicación de modelos suficientemente contrastados abre el camino a la evaluación de prácticas alternativas, de menor efecto potencial sobre el medio, para diferentes escenarios eco-climáticos (climas norte-sur en las islas, rango de suelos y cultivos), lo que tendrá como resultado inmediato un ahorro de agua y fertilizante, así como la conservación del recurso agua subterránea actualmente amenazado. Para la simulación de la contaminación por lixiviación de nitratos desde el suelo, es necesario el conocimiento de la interacción del propio cultivo con el medio (suelo-clima), puesto que condicionará la cantidad de nitratos y agua disponible en el suelo, y por lo tanto el riesgo de lixiviación. Algunos autores han propuestos submodelos para la simulación de aspectos parciales del problema como son la absorción del nitrógeno por la platanera (TURNER, 1990) y otros aspectos agronómicos como el efecto de la densidad de plantación en el rendimiento del cultivo mediante un modelo estocástico (COTTIN *et al.*, 1987). No existen antecedentes de simulación por ordenador de la hidrología de un contaminante a través de la zona no saturada en el cultivo de platanera.

El modelo GLEAMS

GLEAMS es un modelo funcional de simulación continua a escala de parcela que fue desarrollado por el Departamento de Agricultura de EEUU (USDA) como herramienta para simular el impacto de los cultivos sobre el medio ambiente (hidrología, erosión y transporte de nutrientes y pesticidas) (LEORNARD *et al.*, 1987). GLEAMS es una mejora del modelo CREAMS (KNISEL, 1980) con cambios en el balance hídrico, procesos de erosión y transporte de pesticidas, y en su última edición (KNISEL *et al.*, 1993) la incorporación del modelo de transporte de nutrientes.

El modelo calcula secuencialmente, y a incrementos de tiempo de un día, los diferentes balances hídrico, de erosión, y de nutrientes y pesticidas. La hidrología se basa en una modificación del método del número de curva del SCS, acoplado con un balance de agua en la zona radicular del suelo (la única estudiada por el modelo) que incluye evapotranspiración ETP) e infiltración. Las estimaciones de ETP se calculan por el método de Penman-Monteith o el de Priestley-Taylor, basados en medias mensuales de radiación solar, temperaturas máximas y mínimas, punto de rocío y distancia recorrida por el viento. La percolación desde la zona radicular se calcula como exceso de las capas superiores, pero no hay subrutinas para flujo vertical o lateral más allá de dicha zona. El componente de erosión se basa en las estimaciones de escorrentía del submodelo hidrológico para predecir transporte y deposición de sedimento en un conjunto variado de topografías y tipos de flujo superficial (FOSTER *et al.*, 1980, 1985).

El submodelo de nutrientes proporciona estimaciones de las pérdidas de nitrógeno y fósforo en el extremo inferior de la zona radicular y el borde de la parcela de cultivo en superficie. GLEAMS considera el ciclo del nitrógeno basado en el intercambio entre una serie de Apools@ (N orgánico fresco, fertilizante, nitrato, amonio, N orgánico de estiércol y N activo y estable). El intercambio es controlado por la disponibilidad de las diferentes especies y funciones de transferencia dependientes de la temperatura y la humedad del suelo. La absorción de nitrógeno por el cultivo y fijación del nitrógeno por leguminosas sigue el esquema del modelo EPIC (SHARPLEY & WILLIAMS, 1990). Los fertilizantes pueden ser aplicados en superficie o mediante el sistema de riego. La fertirrigación puede incluir purines y fertilizantes inorgánicos aplicados mediante inyección o aspersión.

METODOLOGIA

El dispositivo experimental y datos utilizados en el proceso de contrastación del modelo GLEAMS fueron los descritos anteriormente por MUÑOZ CARPENA *et al.* (1997a, 1998a,b) para una parcela de platanera cultivada sobre un suelo en terraza en el Norte de Tenerife durante el periodo 7/1995 - 10/1996. Los datos climáticos mensuales (temperaturas máximas y mínimas, recorrido del viento, humedad relativa media y radiación solar) fueron obtenidos a partir de datos horarios de la estación micrometeorológica automática (MUÑOZ CARPENA et al., 1996) instalada en la propia parcela. El manual de GLEAMS sugiere que el modelo no es muy sensible a estos valores, o a la eleccion del método de evapotranspiración elegido (Penman-Monteith o Priestley-Taylor). Se seleccionó el método de Penman-Monteith al ser el que mejor resultados ha dado para la platanera en Tenerife (SUÁREZ, 1994). GLEAMS requiere datos diarios de riego más lluvia para todo el periodo de la simulación, y que éste abarque ciclos de cultivo completos (Enero 1995-Diciembre 1996).

Los datos del periodo experimental (7/1995 - 10/1996) fueron completados para el periodo de la simulación (principio de 1995 y finales del 1996) a partir de datos semanales registrados en la estación tipo FAO completa que el ICIA tiene en la zona.

Las dimensiones y características fisiográficas del campo fueron obtenidas a partir de datos de la parcela experimental. La pendiente es inferior al 0.5% al tratarse de un suelo aterrazado. No se observó escorrentía durante los 18 meses del estudio.

Las propiedades de suelo - porosidad (POR), conductividad hidráulica (SATK), capacidad de campo (FC) y punto de marchited (WP)- se derivaron a partir de datos medidos en la parcela (MUÑOZ CARPENA *et al.* 1998a). Los valores de FC/WP fueron ajustados (mayor/menor respectivamente) siguiendo las recomendaciones del manual de GLEAMS de acuerdo a la textura del suelo (arcillosa, arcillosa-franca), al observarse que los contenidos volumétricos de humedad del suelo recogidos periódicamente con el TDR eran mayores/menores que esos valores. El suelo de la parcela presenta propiedades ándicas, conferidas por su origen volcánico que se manifiestan en una fuerte agregación natural para estos suelos. Esto hace que muestren alta capacidad de retención de agua característica de su textura arcillosa junto a una alta conductividad hidráulica más propia de suelos más arenosos.

Tabla 1: Parámetros del suelo utilizados en la simulación con GLEAMS

Prof. (cm)	POR	FC	WP	SATK (mm/h)
0 - 1	0.55	0.38	0.29	130.0
1 - 10	0.55	0.38	0.29	130.0
10 - 20	0.52	0.36	0.24	84.0
20 - 30	0.52	0.35	0.27	84.0
30 - 40	0.49	0.35	0.26	84.0
40 - 45	0.49	0.35	0.26	77.0

Para la aplicación del modelo fue necesaria la obtención de parámetros específicos para el cultivo de platanera. La función de índice de área foliar (LAI) fue ajustada, siguiendo la metodología de TURNER (1972) y STOVER (1981), a partir de mediciones a lo largo del ciclo del cultivo del área foliar por planta (GALÁN, 1981) y área sombreada (SUÁREZ, 1994) en plantaciones de la zona norte de Tenerife. En nuestras simulaciones encontramos que GLEAMS fuerza el valor del LAI a cero el uno de Enero de cada año, lo que no es admisible en un cultivo permanente (con cubierta vegetal continua), como la platanera. El mínimo de LAI (0.5 m2/m2) para platanera cv. APequeña Enana@ en la zona Norte de Tenerife normalmente corresponde al momento en el que la planta madre se elimina tras el establecimiento de la planta hija (aproximadamente el día 139 en nuestras condiciones). El cosechado del plátano en las condiciones de nuestra parcela experimental se realiza normalmente a lo largo de todo el año, con dos picos de producción en el primer y tercer cuatrimestre del año. Para evitar problemas con las funciones de absorción de nutrientes y agua por el cultivo, y obviar la restricción impuesta por el modelo se consideró el cultivo como sucesiones de rotaciones de 365 días de duración (1/1 - 31/12). Las funciones originales y ajustadas de LAI se representan en la Figura 1. La profundidad máxima efectiva de raíces para la platanera fue estimada en 45 cm.

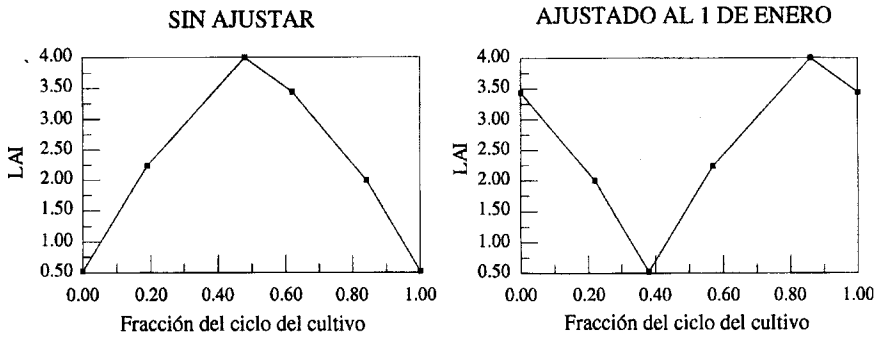


Figura 1: Función del índice de área foliar para la platanera cv. "Pequeña Enana" en la parcela

La estimación de los parámetros de erosión del suelo a partir de la textura (manual de GLEAMS) fue considerada aceptable debido a la inexistencia de escorrentía. El submodelo de nutrientes requiere el conocimiento de las condiciones iniciales del suelo, las relaciones entre los constituyentes químicos de la planta y calendarios de fertilización y cultivo. Los contenidos iniciales de nutrientes fueron obtenidos de los análisis del suelo realizados al principio del experimento (Tabla 2).

Tabla 2: Valores iniciales del suelo para el submodelo de nutrientes

Prof.(cm)	N Total (%)	NO_3 - N(g/g)	N potencialmente mineralizable (kg/ha)
0 - 1	0.15	36.5	141
1 - 10	0.15	36.5	141
10 - 20	0.15	36.5	212
20 - 30	0.096	50.8	280
30 - 40	0.096	50.8	104
40 - 45	0.096	50.8	52

La relación carbono-nitrógeno vegetal para la platanera (CNR) fue obtenida analizando 30 muestras, dando un valor medio de 32.4%. Este valor es importante en el modelo GLEAMS para determinar el ritmo de mineralización de los restos de material vegetal en el suelo, muy abundantes en el cultivo de platanera. La absorción de nitrógeno del suelo por la planta está representada en GLEAMS por la siguiente función:

$$CN = C1 \times GRT^{C2}$$

donde CN es el % de nitrógeno en la materia seca en una fecha determinada, GRT es la relación entre el LAI acumulado en ese momento y el acumulado potencial (sin estrés hídrico o nutricional), y C1 y C2 son coeficientes del cultivo. Siguiendo trabajos previos para el cv. "Gran Enana" (SOTO, 1992) el contenido final (%) de nitrógeno del cultivo, C1, fue estimado como el de la planta madre

e hija juntas (C1=1.06) y el parámetro C2 se ajustó de manera que contenido inicial de nitrógeno del cultivo sea igual al de la planta hija (1.6%), C2=-0.14.

En la Tabla 3 se observan las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados en fertirriego en la parcela experimental. El volumen de riego (20 mm) fue añadido al archivo de lluvia de GLEAMS en cada fecha. El contenido de $N\text{-}NO_3$ en el agua de lluvia fue medido en la parcela en 4 mg/l.

Tabla 3: Fertilización en la parcela experimental (kg/Ha)

1995			1996		
Día	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Día	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$
118	57.5	57.5	65	31.5	28.5
160	44.5	44.5	124	1.9	0.3
209	38.0	34.3	145	20.5	18.1
237	32.3	30.1	164	1.4	0.0
265	93.0	39.0	185	68.4	63.3
307	1.2	0.1	199	0.8	0.0
328	43.7	50.0	234	32.3	30.1
			262	1.2	0.1

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La simulación se realizó para los dos años completos 1995-96. Los valores observados de humedad del suelo, contenido de nitrógeno en perfil, percolación y lixiviación de nitratos fueron comparados con las predicciones del modelo en dicho periodo.

El modelo GLEAMS realiza un balance hídrico diario en la zona radicular, estimando la percolación como el volumen de exceso que abandona la zona radicular. La conductividad saturada del suelo se utiliza para estimar el tiempo de residencia medio del agua en cada horizonte del suelo. Los valores de entrada para cada profundidad del suelo (Tabla 1) son tales que el exceso de agua que supera la capacidad de campo drena de ese horizonte hacia el horizonte inferior cada día. Esto se ilustra en la Figura 2. Los datos simulados de contenido de humedad (SWC) oscilan entre el valor de capacidad de campo y el punto de marchitez en cada profundidad del suelo entre episodios de precipitación (riego+lluvia). En los horizontes superiores (10 y 20 cm), el SWC sigue la tendencia observada en las lecturas del TDR a 15 cm en campo (Figura 2a). Sin embargo los datos simulados no excedieron la capacidad de campo al final del año 1995 y principio del 1996. Por otro lado, los datos experimentales muestran que el suelo no alcanza el punto de marchitez, salvo en los periodos 300-325 y 425-515, y esos valores simulados son un artefacto del simple balance de humedad que GLEAMS realiza en cada horizonte.

Los datos simulados a 20 cm siguen los datos de TDR observados a los 30 cm durante la parte inicial del periodo experimental (Figura 2b, días 150-300). Sin embargo, los valores estimados a 30 cm durante este periodo permanencen en el punto de marchitez. Los datos simulados se separan de los experimentales durante el principio del segundo periodo de crecimiento de la platanera. Esto

sugiere que la función radicular del modelo no refleja adecuadamente la absorción en la capa inferior del suelo.

En general los resultados muestran que aunque el modelo sigue las tendencias observadas en el campo, la respuesta es demasiado rápida. Esto indica que el submodelo de redistribución de humedad del suelo de GLEAMS necesita ser ampliado para este tipo de suelos volcánicos naturalmente agregados con alta capacidad de retención de agua y moderadamente alta conductividad hidráulica.

La comparación de los datos de nitratos en el suelo muestra un comportamiento similar al del agua. La predicción es buena a 15 cm. El modelo sobrestima el pico en la concentración observado en el año 1995, y la simulación permanece algo por encima de las concentraciones observadas en el periodo posterior. Este problema se corrige en 1996, donde los datos simulados se ajustan bien a los observados.

La simulación a 30 cm muestra la tendencia de los datos experimentales pero con un marcado desfase en los picos. En la primera parte se observa un retraso en el pico de la simulación en torno a los 25 días. El segundo pico observado en la segunda etapa de crecimiento del cultivo (día 575) también se encuentra retrasado unos 15 días en la simulación y su amplitud es mayor. El examen de la simulación de la humedad del suelo en el mismo periodo sugiere que el incremento en el nitrato se produce pasado el día 550 cuando el suelo drena con más frecuencia. Durante el periodo anterior el contenido simulado de humedad permanece próximo a la capacidad de campo lo que en el modelo resulta en un lento movimiento o absorción radicular de nitrato lentos y que se traduce en una bajada algo más lenta en el contenido de nitratos.

El punto más profundo que permite simular GLEAMS es aquel correspondiente con la parte inferior de la zona radicular (45 cm). Los datos experimentales de percolación fueron calculados a partir del flujo que se establece entre los 45 y 60 cm del suelo, siendo 60 cm el final de la profundidad efectiva para ese suelo de terraza, donde se localiza la interfase con los materiales basálticos fracturados subyacentes (MUÑOZ CARPENA *et al*, 1998a). La absorción radicular efectiva del cultivo variará en concordancia con el LAI del cultivo hasta alcanzar su maximo en Diciembre-Enero (Figura 1). Durante el resto del tiempo la absorción es menor y el gradiente hidráulico en el punto inferior del suelo es insuficiente para producir percolación significativa y arrastrar los nitratos presentes en la zona inferior del suelo. El resultado es que modelo acumula el nitrato en la parte inferior del suelo y es lixiviado durante las épocas de mayor gradiente cuando se produce la percolación (Figura 2, meses 11-17). La comparación con los datos experimentales a mayor profundidad (60 cm) es que las cantidades globales de percolación y lixiviación simuladas por GLEAMS (izquierda de la Figura 2) son similares a las experimentales pero los momentos en que estos se producen están desplazados relacionados con el tránsito a través de la última sección del perfil del suelo, que mantiene una humedad elevada a lo largo del año (poco gradiente, tránsito lento).

El cambio en la subrutina de GLEAMS que maneja las rotaciones de los cultivos mejoraría la respuesta en este caso. La modificación permitiría la absorción de agua en toda la zona radicular para un cultivo permanente como la platanera, que además disminuye su LAI al principio del año hasta que la planta hija domina el aumento de LAI en la última parte del año. Igualmente es nece-

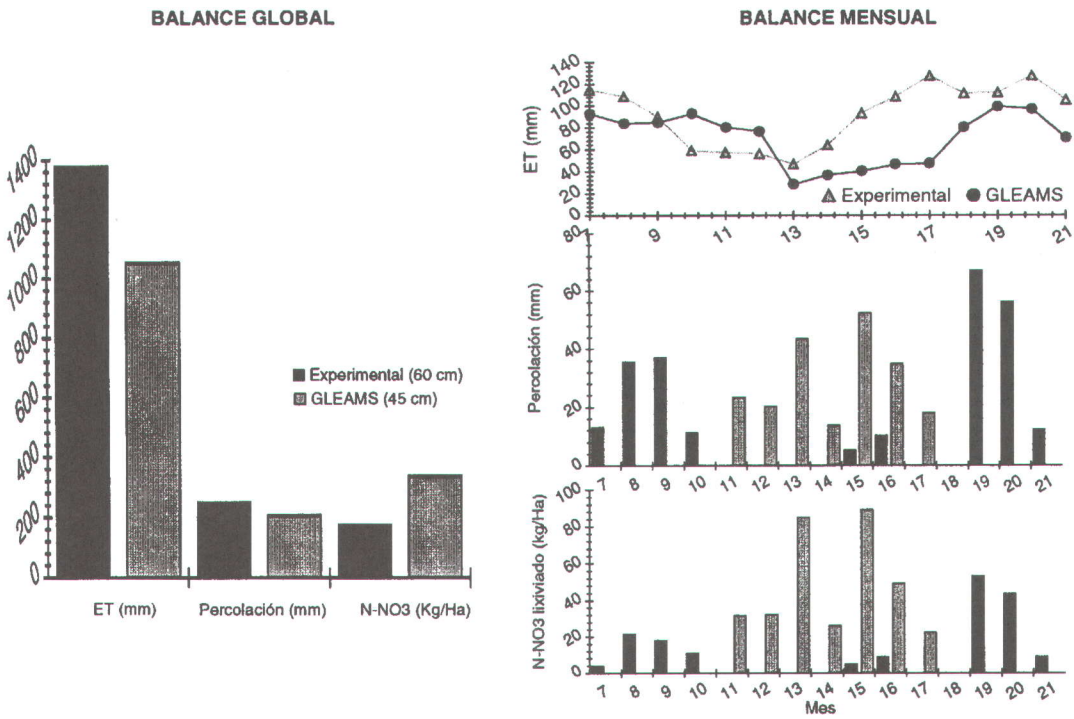


Figura 2: Balances de agua y nitratos que abandonan la zona radicular.

sario eliminar la imposición del modelo de que el LAI tenga el valor de 0 el primer día del año (rotación).

CONCLUSIONES

El modelo de calidad de agua GLEAMS se aplicó para simular la dinámica del nitrógeno en un suelo aterrazado de platanera en Tenerife. No existen referencias previas de la aplicación de un modelo de este tipo al cultivo de la platanera o a un agrosistema subtropical. Se desarrollaron los archivos de entrada para representar un experimento de campo realizado durante los años 1995-96, y se compararon datos observados y simulados de contenido y transporte de agua y nitratos en el suelo. Aunque los resultados no son perfectos mostraron la aplicabilidad del modelo a nuestras condiciones. Existe gran similitud entre los valores (observados y simulados) de humedad y nitratos en el suelo a 15 cm de profundidad. A 30 cm la tendencia de la serie de datos simulados es parecida a la observada experimentalmente. Sin embargo, la comparación no es buena. Se obtuvieron discordancias en los contenidos de humedad, especialmente durante el segundo año de la simulación. Estas diferencias se reflejaron en los contenidos de nitratos a la misma profundidad, donde los picos de concentración simulados aparecieron de 2 a 3 semanas más tarde que la medición en campo. Las predicciones globales de percolación de agua y lixiviación de nitratos en profundidad fueron aceptables.

Se sugieren dos modificaciones para la mejora de la aplicabilidad del modelo. En primer lugar el submodelo de agua en el suelo debe ser ampliado para incluir el comportamiento de suelos vol-

cánicos naturalmente agregados. En segundo lugar, la subrutina de rotación de cultivos debe ser corregida para permitir el tratamiento de un cultivo permanente como la platanera, que muestra una caída de índice de área foliar (LAI) en la primera parte del año y aumenta en la segunda parte del mismo, así como eliminar la imposición del modelo de forzar el LAI a cero al cambiar de año banana.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Plan Nacional de I+D Agrario de España (Proyecto INIA SC95-059). JEP agracede al personal del ICIA el apoyo recibido durante la estancia en el Departamento de Suelos y Riegos del Instituto.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CABRERA, M.C., R. MUÑOZ, R. PONCELA, A.R. SOCORRO, G. GONZÁLEZ y F. HERNANDEZ (1996). Metodología y estudio de la contaminación por pesticidas en acuíferos de Gran Canaria y Tenerife (Islas Canarias). GeoGaceta, 20(6):39-41.

COMISIÓN EUROPEA. (1997). Agriculture and environment. CAP Working Notes (Special issue). Directorate-General for Agriculture (DG VI). EU: Bruselas

COTTIN, R., Ph. MELIN y J. GANRY (1987). Modélisation de la production bananière. Influence de quelques paramètres en Martinique. Fruits, 42(12):691-701.

FOSTER, G.R., L.J. LANE, J.D. NOWLIN, J.M. LAFLEN y R.A. YOUNG. (1980). A model to stimate sediment yield from field size areas: development of the model. En: KNISEL, W.G.-(ed.). (1980). CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. USDA - Science and Education Administration - Conservation Research Report no. 26. pp: 33-64

FOSTER, G.R., R.A. YOUNG y W.H. NEIBLING (1985). Sediment composition for nonpoint source pollution analyses. Trans. of ASAE. 28(1):133-139,146

GALAN, V. (1981). Estudio de la práctica del deshijado y de la fenología de la platanera en la isla de Tenerife. Tesis doctoral. Univ. de Córdoba: Córdoba.

HANKS. J. Y T. RITCHIE (Eds.) (1991). Modelling Plant and Soil Systems. Monograph n131 in Agronomy series. ASA-CSSA-SSSA: Wisconsin.

KNISEL, W.G. (ed.). (1980). CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. USDA - Science and Education Administration - Conservation Research Report no. 26. 643 pp.

KNISEL, W. G. (Ed) (1993). GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. Version 2.10. UGS-CPES-BAED Publication No. 5. Coastal Plain Exp. Sta., BAE Dept., Tifton, GA. 259 pp.

LEONARD, R. A., W. G. KNISEL y D. A. STILL. (1987). GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. Trans. of ASAE. 30(5):1403-1418.

MUÑOZ CARPENA, R., D. FERNÁNDEZ, G. GONZÁLEZ y P. HARRIS (1996). Diseño y evaluación de una estación micrometeorológica automática de bajo coste para el cálculo de la evapotranspiración de referencia. Riegos y Drenajes XXI, 88:19-25.

MUÑOZ CARPENA, R., A.R. SOCORRO, G. GONZÁLEZ, N. PÉREZ y R. PONCELA (1997a). Field monitoring of nitrogen evolution and fate in a Canary Islands (Spain) sprinkler fertigated banana plot. Paper of ASAE no. 97-2108. ASAE: St. Joseph.

MUÑOZ CARPENA, R., A.R. SOCORRO, A. PÉREZ, G. GONZÁLEZ, N. PÉREZ y R. PONCELA (1997b). Aspectos hidrológicos de la contaminación de suelos y aguas por el riego del banano en las Islas Canarias (España). En: Breve, M. (ed.). Riego y Drenaje de Banano. Actas del Simp. Int. Riego y Drenaje en Banano. 19-22 Agosto. EARTH: San José (Costa Rica).

MUÑOZ CARPENA, R., A.R. SOCORRO, G. GONZÁLEZ y N. PÉREZ (1998a). Aspectos hidrológicos de la contaminación por nitratos de suelos y aguas por riego de platanera en Canarias. En: A. González y E. Romero (eds.). Progresos en la Investigación en la Zona no Saturada. Ed. Universidad de Huelva. pp.211-226.

SHARPLEY, A.N. y J.R. WILLIAMS. 1990. EPIC-Erosion, Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation. USDA-ARS, Tech. Bul. no. 1768. 253 p.

SOTO, M.. (1992). Bananos Cultivo y Comercialización. Litografia e Imprenta LIL, S.A. Tibás, Costa Rica. 674 pp

STOVER, R.H. (1981) >Valery= and >Grand Nain=: plant and foliage characteristics and a proposed bananan ideotype. Trop. Agric. (Trinidad), 59:(4):303-305

SUAREZ, C.L. (1994). Evapotranspiración de la platanera y respuestas fisiológicas al régimen de riego. Tesis doctoral. Univ. La Laguna: La Laguna.

TURNER, D.W. (1972). Banana plant growth. 2- Dry matter production, leaf area and growth analysis. Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb. 12:216-224.

TURNER, D.W. (1990). Modelling demand for nitrogen in the banana. Acta Horticulturae, 275:497-503.

SOBRE LA MODELIZACIÓN SIN LIMITES DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

PADILLA BENÍTEZ, Francisco* y GARCÍA ARÓSTEGUI, José Luis*

(*) Instituto del Agua. Universidad de Granada. Rector López Argüeta s/n
18071 GRANADA

RESUMEN

Se describe una nueva metodología para la modelización de los problemas de transporte de contaminantes en aguas subterráneas y superficiales. Se trata de una aproximación por el método de los elementos finitos de la forma euleriana de las ecuaciones diferenciales conservativa y no conservativa que caracterizan la convección, la dispersión y la transformación de las sustancias disueltas en el agua. En este sentido, se utilizan nuevas condiciones en los tipos de fronteras consideradas abiertas, las cuales permiten la modelización de sistemas espaciales con límites arbitrarios, así como la representación correcta de problemas con frentes abruptos o con fuertes gradientes de concentración. La resolución numérica se realiza a partir del algoritmo iterativo GMRES precondicionado, facilitando de este modo el eventual refinamiento de la discretización y una reducida necesidad de memoria. Esta nueva metodología para la modelización numérica del transporte de contaminantes ha sido ampliamente verificada con ayuda de numerosos test analíticos y numéricos en condiciones estacionarias y transitorias. Las aplicaciones que aquí se presentan no son más que indicativas de las posibilidades de este tipo de modelización para el análisis de casos reales de transporte de sustancias disueltas. Todo ello permitirá indudablemente mejorar el conocimiento y el control de los impactos reales de la contaminación sobre la evolución de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales.

Palabras Clave: *aguas subterráneas, aguas superficiales, transporte de contaminantes, fronteras abiertas, frentes abruptos, modelización numérica, elementos finitos.*

INTRODUCCIÓN

Debido a la creciente preocupación por la gestión integral de los recursos hídricos, así como por la calidad de las aguas subterráneas y superficiales, es necesario destacar la importancia que revisten actualmente las aplicaciones relativas a la modelización conjunta del flujo y del transporte de

los compuestos químicos disueltos. Concretamente, la modelización adecuada del transporte de sustancias disueltas en las aguas superficiales y subterráneas permitirá una mejor evaluación de los impactos ambientales procedentes de las actividades agrícolas, urbanas e industriales, facilitando a su vez la planificación de las posibles alternativas de control de la contaminación con el fin de mejorar la calidad de vida de nuestra sociedad.

Es necesario, sin embargo, poner de manifiesto que la actual metodología de modelización numérica de las aguas subterráneas tiene todavía importantes limitaciones. Concretamente, la mayoría de los tradicionales modelos numéricos de flujo (muchos de ellos comercializados) presentan en general la limitación de no realizar adecuadamente el tratamiento conjunto de las aguas subterráneas y superficiales (McDONALD and HARBAUGH, 1988; HUYAKORN *et al.,* 1996). En consecuencia los balances hídricos de las aguas subterráneas, que como se sabe están en estrecha relación con las aguas de superficie, se encuentran desde el principio falseados. Esta importante limitación afecta tanto a los problemas de flujo como de transporte de sustancias disueltas en la mayoría de las regiones españolas.

Otra importante limitación de los modelos tradicionales consiste en que, en general, no se permite una verdadera simulación con recargas conocidas de agua o de contaminantes, sino que se requiere la imposición de los niveles piezométricos, o de las concentraciones, en algún sector de la región modelizada. En lo que respecta al flujo de las aguas subterráneas, esto genera unas velocidades y unos balances hídricos que no suelen ser satisfactorios, ya que el tipo de niveles freáticos impuestos condiciona la verosimilitud de toda predicción futura. No obstante, el usuario de dichos modelos pasa generalmente por una etapa de modificación injustificada de los parámetros hidráulicos del acuífero, como por ejemplo las transmisividades y los coeficientes de almacenamiento, sin que con ello tampoco se pueda garantizar la verosimilitud de las futuras aplicaciones para unas condiciones diferentes de las que fueron utilizadas en la calibración.

Las consecuencias del uso de las anteriores metodologías de modelización son igualmente nefastas para el estudio y la simulación realista del transporte de sustancias disueltas en el agua. En efecto, aparte de las mismas deficiencias numéricas anteriormente señaladas, la modelización del transporte de contaminantes en las aguas subterráneas arrastra también, de hecho, todos los errores relativos a la incorrecta evaluación de los campos de velocidades simulados por los modelos de flujo. A ello se añaden las conocidas oscilaciones y dispersiones numéricas que presentan la mayoría de los actuales métodos de modelización numérica cuando se trata de simular el transporte de masas para fuertes gradientes de concentración (NOORISHAD *et al.,* 1992).

Por tanto, no es necesario insistir sobre el hecho de que quedan aún por resolver varios problemas de importancia antes de llegar a modelizar adecuadamente los procesos relativos al transporte, la transformación y el destino de los contaminantes en las aguas subterráneas y superficiales de las diferentes unidades hidrogeológicas de España.

SOBRE LA MODELIZACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Las oscilaciones características de la solución numérica para la mayoría de los problemas de transporte están relacionadas con la incapacidad de una determinada discretización numérica para

resolver un fuerte gradiente de la variable dependiente, en este caso, la concentración. Con el fin de evitar tales oscilaciones, dos tipos principales de esquemas numéricos se pueden encontrar en la literatura. El primer tipo de esquemas, "descentrados" y/o "ponderados", comienzan por disminuir la precisión del proceso de discretización espacial (HEINRICH *et al.* 1977), para después utilizar también diferentes tipos de funciones de ponderación en las direcciones principales de flujo (BROOKS and HUGHES, 1980; KHELIFA *et al.* 1993). En el segundo tipo de esquemas, un aumento de la precisión espacial y temporal es la base de la aproximación numérica para los problemas de transporte con convección dominante (DONÉA, 1984). Estos dos tipos de esquemas evitan el refinamiento local de la discretización en la proximidad de los frentes abruptos, introduciendo una mayor difusión o bien un cálculo numérico adicional, para al fin poder incrementar la aplicación de la ecuación de transporte a rangos superiores del número de Péclet.

Se ha podido demostrar que las oscilaciones numéricas relacionadas con la solución clásica de Crank-Nicolson-Galerkin para los problemas de advección-difusión tienen en gran parte su origen en el tipo de condiciones de frontera utilizados (CHANG and FINLAYSON, 1980; PAPANASTASIOU, 1992). Por consiguiente, el uso de esquemas numéricos descentrados o ponderados, o incluso el aumento de la precisión espacio-temporal, no son necesariamente las únicas y más adecuadas alternativas para obterner soluciones precisas y estables para la ecuación de transporte. Una mejor alternativa parece ser la adecuada selección del tipo de condiciones de frontera que corresponde al problema numérico que se plantea. En la solución del problema de transporte, la selección de las condiciones de frontera depende en gran parte de las características de la frontera, del campo de velocidades y del tipo de formulación utilizado en la definición numérica del problema (GALEATI and GAMBOLATI, 1989; PADILLA *et al.* 1990). Por lo tanto será necesaria una interpretación física y matemática rigurosa de los tipos de campos de velocidades, de las formulaciones y de las condiciones de frontera, con el fin de utilizar la combinación más adaptada al problema de transporte que se quiere resolver.

LAS FRONTERAS ABIERTAS EN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Para la adecuada modelización del transporte de sustancias disueltas, tanto en aguas subterráneas como de superficie, resulta imprescindible pues una correcta evaluación del campo de velocidades y de los espesores saturados. Si el campo de velocidades es exacto y conserva la masa de fluido, es decir, si su divergencia es localmente y globalmente nula, la formulación utilizada ha de ser la ecuación conservativa de convección-difusión, la cual conserva también la masa de sustancias disueltas. Por el contrario, si el campo de velocidades no es conservativo, producto por ejemplo de una simulación numérica, la ecuación de convección-difusión ha de ser igualmente no conservativa, de manera que se permita también la pérdida de la masa necesaria de sustancias disueltas (DEL GIUDICE *et al.*, 1992).

En este sentido, se ha realizado una aproximación por el método de los elementos finitos de la forma euleriana de las ecuaciones diferenciales conservativa y no conservativa que caracterizan la convección, la difusión y la transformación de las sustancias disueltas en el agua (PADILLA *et al.*, 1997).

Las condiciones de frontera en las entradas del dominio discretizado deben ser conocidas y

están bien representadas por la condición mixta de Cauchy, la cual considera una discontinuidad de la solución y de sus derivadas en la frontera, debido a que el gradiente de la variable dependiente puede ser nulo al exterior del dominio modelizado. Por el contrario también hay fronteras que están abiertas, a través de las cuales existen pérdidas de masa de soluto, bien por salida de agua o bien sólo por difusión. En este caso, la solución y su derivada deben ser continuas en la frontera, dentro y fuera del dominio modelizado. De este modo, la condición de frontera de flujo difusivo interno es igual al externo, con lo que la condición de frontera es desconocida, pero está definida, y puede formar integramente parte de la solución numérica de una ecuación de transporte, de tipo hiperbólico o parabólico, si es formalmente introducida como tal en las condiciones de contorno de este tipo de fronteras abiertas.

El anterior planteamiento ha dado lugar al desarrollo y aplicación de nuevas condiciones de contorno de tipo Abierto para las fronteras abiertas, característico de las ecuaciones de convección-difusión. Los métodos de resolución numérica suelen ser convergentes para este nuevo tipo de aproximación de la ecuación de transporte. En este caso, se utiliza el algoritmo iterativo GMRES precondicionado, el cual facilita el eventual refinamiento de la discretización y una reducida necesidad de memoria.

RESULTADOS NUMÉRICOS

Esta nueva metodología para la aproximación de las ecuaciones de transporte ha sido ampliamente verificada en una y dos dimensiones (PADILLA *et al.*, 1990; PADILLA *et al.*, 1997) con ayuda de numerosos test analíticos y numéricos en condiciones estacionarias y transitorias. Los resultados obtenidos muestran ampliamente que las nuevas condiciones para las fronteras abiertas permiten la modelización de sistemas espaciales abiertos o con fronteras en principio desconocidas y arbitrarias, así como la representación precisa de problemas con frentes abruptos o con fuertes gradientes de concentración. Concretamente, las comparaciones realizadas muestran que la actual metodología puede dar resultados equivalentes o incluso más precisos que algunos de los métodos actualmente utilizados para resolver los problemas de transporte con frentes abruptos.

La Figura 1 muestra dos casos de los utilizados en las validaciones realizadas en régimen transitorio, y que corresponden al transporte de una pluma de contaminación en un sistema abierto, pero limitado o restringido a proximidad por fronteras. Se analiza pues una inyección continua de contaminación (*1 kg/d*) en un sector arbitrario y abierto de un acuífero hipotético para el que se conoce adecuadamente el espesor (*1 m*) y la velocidad de flujo (*1 m/h*). El primer ejemplo (I) considera el transporte de esta fuente puntual de contaminación, para dos dispersividades diferentes (*0.005* y *0.05* m^2/h), en un dominio cuadrangular, abierto y sometido a un campo conservativo y paralelo de velocidades. Se utilizan condiciones de frontera de tipo Cauchy en las entradas de masa contaminante, y de tipo Abierto en las salidas, ya sea por convección-difusión o bien sólo por difusión. El segundo ejemplo (II) considera el mismo problema anterior, en que la dispersividad es *0.05* m^2/h, pero en este caso para un dominio que en principio es totalmente arbitrario.

La nueva metodología de modelización permite pues resolver precisamente problemas de contaminación con fuertes gradientes de concentración y sistemas abiertos o restringidos con fronteras arbitrarias y condiciones en los límites en principio desconocidas.

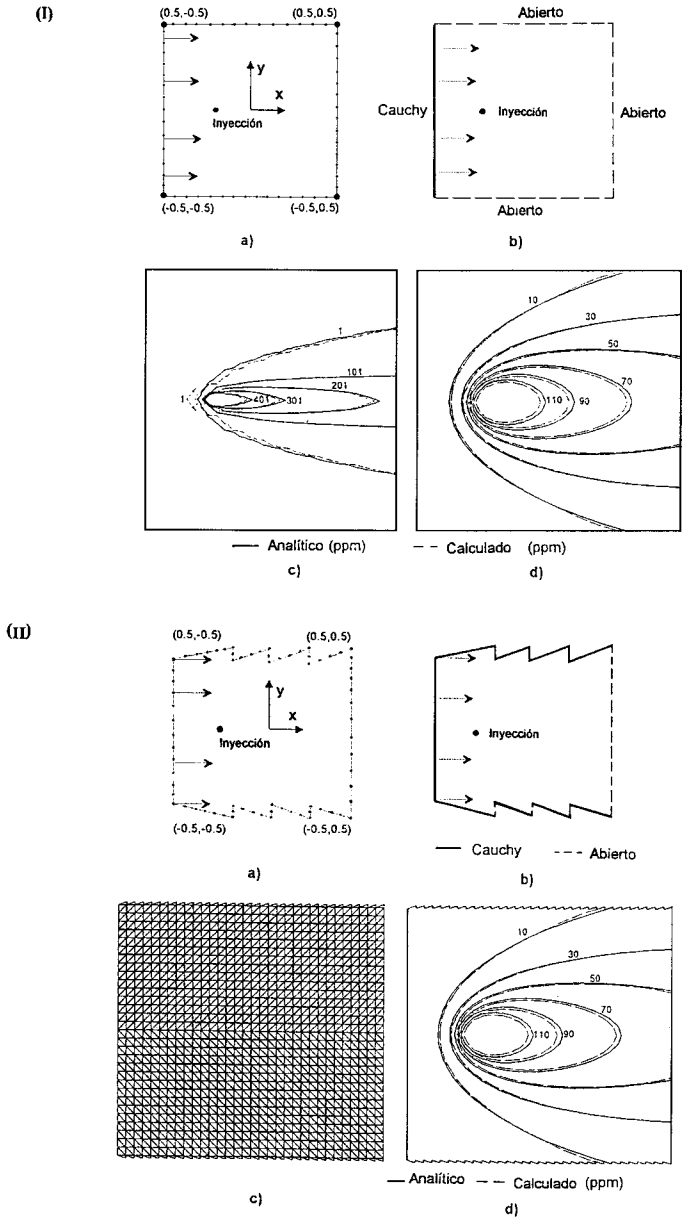


Figura 1: Convección-difusión de una fuente continua de contaminación puntual en un acuífero abierto.

I) Dispersividades = 0.005 y 0.05 m²/h. a) Esquema de un problema con fronteras abiertas. b) Esquema de las condiciones de frontera. c) Soluciones analíticas y calculadas a las 3 horas (dispersividad = 0.005 m²/h). d) Soluciones analíticas y calculadas a las 3 horas (dispersividad = 0.05 m²/h).

II) Dispersividad = 0.05 m²/h. a) Esquema de un problema con fronteras abiertas arbitrarias. b) Esquema de las condiciones de fontera. c) Discretización por elementos finitos triangulares. d) Soluciones analíticas y calculadas a las 3 horas.

CONCLUSIONES

Esta investigación considera una nueva metodología para la modelización del transporte de sustancias disueltas en las aguas subterráneas y superficiales. En particular, en el presente trabajo, se ha utilizado la formulación de Crank-Nicolson-Galerkin con el fin de aproximar la ecuación conservativa de convección-difusión para un campo de velocidades igualmente conservativo. Esta aproximación numérica utiliza condiciones de frontera de tipo Abierto que permiten la solución de problemas de transporte en sistemas abiertos o restringidos, con límites arbitrarios y condiciones de frontera en principio desconocidas. Las soluciones obtenidas son estables y precisas, incluso para problemas de transporte en los que domina la convección. En este sentido, las comparaciones realizadas muestran que la actual metodología puede dar resultados equivalentes o incluso más precisos que algunos de los métodos actualmente utilizados para resolver los problemas de transporte con frentes abruptos o con fuertes gradientes de concentración. La aplicación de la presente metodología, para los problemas actuales de transporte de sustancias disueltas, ayudará indudablemente a mejorar el análisis de los impactos reales de la contaminación sobre la calidad de las aguas subterráneas y superficiales.

AGRADECIMIENTOS

Parte de este estudio ha sido realizado con financiación de la Fundación Caja de Madrid.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BROOKS, A.N. and HUGHES, T.J.R., 1980. Streamline Upwind/Petrov-Galerkin methods for advection dominated flows. *Proc. Third Internat. Conf. on Finite Element Methods in Fluid Flow*, Banff, Canada.

CHANG, M.W. and FINLAYSON, B.A., 1980. On the proper boundary conditions for the thermal entry problem. *International Journal for Numerical Methods in Enginnering*, 16: 935-942.

DEL GIUDICE, S., COMINI, G. and NONINO, C., 1992. A physical interpretation of conservative and non-conservative finite element formulations of convection-type problems. *International Journal for Numerical Methods in Enginnering*, 35, 709-727.

DONÉA, J., 1984. A Tailor-Galerkin method for convective transport problems. *International Journal for Numerical Methods in Enginnering*, 20, 101-119.

GALEATI, G. and GAMBOLATI, G., 1989. On boundary conditions and point sources in the finite element integration of the transport equation. *Water Resources Research*, 25 (5): 847-856.

HEINRICH, J.C., HUYAKORN, P.S., ZIENKIEWICZ, O.C. and MITCHELL, A.R., 1977. An upwind finite element scheme for two-dimensional convective-transport equation. *International Journal for Numerical Methods in Enginnering*, 11: 131-143.

HUYAKORN, P.S., WU, Y.S. and PARK, N.S. (1996). Multiphase approach to the numerical solution of a sharp interface saltwater intrusion problem. *Water Resources Research*, 32, 1: 93-102.

KHELIFA, A., ROBERT, J.-L. and OUELLET, Y., 1993. A Douglas-Wang finite element approach for transient advection-diffusion problems. *Comp. Methods App. Mech. Eng.*, 110: 113-129.

McDONALD, M.G. and HARBAUGH, A.W. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model.* U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 6, Ch. A1. 586 pp.

NOORISHAD, J., TSANG, C.F., PERROCHET, P. and MUSY, A. (1992). A perspective on the numerical solution of convection-dominated transport problems: a price to pay for the easy way out. *Water Resources Research*, 28: 551-561.

PADILLA, F., LECLERC, M. and VILLENEUVE, J.-P., 1990. A formal finite element approach for open boundaries in transport and diffusion ground-water problems. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 11: 287-301.

PADILLA, F., SECRETAN, Y. and LECLERC, M. (1997). On open boundaries in the finite element approximation of two-dimensional advection-diffusion flows. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, 40: 2493-2516.

PAPANASTASIOU, T.D., MALAMATARIS, N. and ELLWOOD, K. (1992). A new outflow boundary condition. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*. 14:567-608.

MODELOS NUMÉRICOS PARA LA GESTIÓN DE LA CALIDAD Y CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS: ESTADO DEL ARTE Y EJEMPLOS

SAMPER CALVETE, J.*; DELGADO MARTÍN, J.*; MONTENEGRO PÉREZ, L.* y MOLINERO HUGUET, J.*

(*) Escuela de Caminos. Universidad de La Coruña. Campus de Elviña, s/n
15192 LA CORUÑA. E-mail: samper@iccp.udc.es - http://hydra.udc.es

RESUMEN

En el ámbito de la gestión de residuos tóxicos y peligrosos se han desarrollado toda una serie de códigos de cálculo para la simulación numérica del flujo y del transporte reactivo de sistemas multicomponente de especies químicas que contemplan una amplia gama de procesos hidroquímicos. Estas herramientas permiten analizar y modelar el transporte de contaminantes que interaccionan entre sí o con el medio. Además de presentar el estado actual del conocimiento y desarrollo de estas herramientas, en este trabajo se presenta un ejemplo que ilustra el potencial de estas herramientas para el estudio e investigación de las variaciones naturales de la calidad de las aguas subterráneas y la cuantificación de la contaminación difusa y puntual.

Palabras Clave: *Modelos numéricos, transporte reactivo, calidad, contaminación.*

1. INTRODUCCIÓN

La evaluación de la seguridad de instalaciones que albergan resíduos tóxicos y peligrosos (como un almacenamiento de residuos radioactivos) requiere un análisis cuantitativo de los procesos de transferencia de solutos. Para ello es necesario el uso de herramientas de modelización que consideren tanto el transporte de las especies disueltas como las interacciones entre ellas y con las fases sólidas. Además de presentar el estado actual de conocimiento y desarrollo de estas herramientas, en este trabajo se presenta un ejemplo real que ilustra el potencial de estas herramientas para el estudio e investigación de las variaciones naturales de la calidad de las aguas subterráneas. Otros ejemplos de aplicación pueden encontrarse en Xu (1996).

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO

Durante el transporte subterráneo, los solutos reactivos están sujetos a una serie de procesos hidrodinámicos y químicos. Los principales procesos hidrodinámicos son la advección, la dispersión y la difusión. Los procesos químicos más relevantes son las reacciones de formación de complejos acuosos, las de ácido-base, las de disolución-precipitación, de oxidación-reducción, y las de adsorción e intercambio iónico. Los modelos tradicionales de transporte de solutos incorporan los procesos hidrodinámicos de manera rigurosa pero simplifican las interacciones químicas entre las especies acuosas, y para las reacciones heterogéneas utilizan aproximaciones empíricas como el coeficiente de distribución, K_d. Los modelos hidroquímicos, por otro lado, incorporan una gran variedad de procesos químicos pero no consideran el flujo subterráneo (Truesdell y Jones, 1974; Westall et al., 1976; Parkhurst et al., 1980; Wolery, 1984).

En la última década se han desarrollado modelos acoplados que consideran los procesos hidrológicos y químicos con diferentes grados de sofisticación. Los modelos existentes de transporte reactivo utilizan dos grupos básicos de ecuaciones. El transporte de solutos es descrito por un grupo de ecuaciones en derivadas parciales, mientras que los procesos químicos, bajo la hipótesis de equilibrio, son descritos por un grupo de ecuaciones algebraicas no lineales. Tradicionalmente se han utilizado tres enfoques para resolver el problema (Yeh y Tripathi, 1989): (1) el acoplamiento de códigos hidrodinámicos e hidroquímicos ya existentes, (2) la sustitución directa de las reacciones químicas no lineales en las ecuaciones de transporte, y (3) la iteración secuencial en la que las ecuaciones de transporte y las químicas se resuelven por separado y de forma secuencial.

La filosofía general de la modelización del transporte reactivo multicomponente es discutido a fondo por Rubin y James (1973), Rubin (1983), Kirkner y Reeves (1988), Reeves y Kirkner (1988) y Xu (1996). Estos autores describen varios métodos de solución e identifican las aperentes sistemas de ecuaciones que se resuelven simultáneamente (desacoplados) son mucho más pequeños que en la sustitución directa, se pueden abordar problemas con mayor número de componentes químicos. Este método ha sido usado por Kirkner et al. (1984), White et al. (1986), Cederberg et al. (1985), Narasimhan et al. (1986), Liu y Narasimhan (1989a, b), Yeh y Tripathi (1991), Engesgaard et al. (1992), Samper et al. (1993,1995), y Xu et al. (1995a,b). Lensing et al. (1994) desarrolló un modelo basado en el método del doble paso que utiliza equilibrio y cinética para las reacciones químicas, mientras que Zysset et al. (1994a, b) logró el mismo objetivo con dos modelos paralelos. Como señala Cederberg et al. (1985), el método del doble paso se aprovecha del hecho de que sólo las ecuaciones de transporte físico están conectadas espacialmente, mientras que las ecuaciones químicas dependen estrictamente de las condiciones locales en cada punto del sistema.

Un modelo mixto que contiene intercambio iónico y complejación superficial es incluido en el código PHREEQM (Appelo, 1994). Consiste en un código de transporte unidimensional acoplado al código geoquímico PHREEQE. La solución del transporte advectivo-dispersivo se basa en un modelo de mezcla en celdas. Para cada paso de tiempo y para cada celda, la versión modificada de PHREEQE calcula la especiación acuosa y la masa transferida por interacción con los minerales. PHREEQM se ha aplicado con éxito a la descripción de la zonación de la composición química del agua subterránea en procesos de intrusión salina en acuíferos costeros. Walter et al. (1994) presentan el código MINTRAN, que consiste en el acoplamiento del modelo de transporte en elementos finitos PLUME2D y el modelo de geoquímica de equilibrio MINTEQA2. Los autores proponen

que haciendo uso del equilibrio local, la no linealidad inherente al sistema químico, se confina al dominio químico. Esto linealiza el acoplamiento entre los procesos físicos y químicos y lleva a un algoritmo simple y eficaz de tipo doble paso secuencial (sin la iteración). El programa puede manejar de forma realista los parámetros del acuífero y las condiciones de contorno. El modelo de equilibrio geoquímico MINTEQA2 incluye complejación acuosa, reacciones ácido-base, oxidación-reducción, intercambio catiónico por modelos de carga constante y adsorción superficial por los modelos de capacitancia constante, capa difusa y triple-capa. Marzal (1992) desarrolló el código ACUITRAQ que acopla un código de transporte bidimensional convectivo-dispersivo con reacciones químicas de especiación acuosa, equilibrio mineral-agua y reacciones de sorción superficial. El acoplamiento entre transporte y las ecuaciones químicas se realiza mediante iteración secuencial. Consideran procesos de adsorción como la formación de complejos superficiales, usando un modelo de triple capa. Además de equilibrio, ACUITRAQ puede considerar cinética de adsorción superficial. ACUITRAQ se ha aplicado para modelizar experimentos publicados de sorción en columnas. Simunek y Suarez (1994) ha desarrollado un código bidimensional de elementos finitos, UNSATCHEM-2D, para modelar reacciones de equilibrio y de cinética química en medios porosos variablemente saturados. El código usa la iteración secuencial para resolver el transporte de solutos y de calor y el movimiento de agua subterránea en medios porosos variablemente saturados. El sistema químico incluye Ca, Mg, Na, K, SO_4, Cl, NO_3, alcalinidad y CO_2 como variables principales para la zona no saturada.

Diferentes aproximaciones para el método del doble paso son discutidos en Herzer y Kinzelbach (1989), Kinzelbach y Schäfer (1989), y Yeh y Tripathi (1991). Debido a las características altamente no lineales del sistema global de ecuaciones, la mayoría de los autores recomienda métodos iterativos para acoplar los pasos físicos y químicos. Rubin (1992) proporciona un análisis sistemático del método de la solución secuencial, poniendo énfasis en la resolución de las ecuaciones para varios tipos de condiciones químicas. Kirkner y Reeves (1988), Reeves y Kirkner (1988), y Yeh y Tripathi (1989) discuten posibles opciones para las variables dependientes primarias que pueden afectar a la exactitud global y eficacia de un modelo multicomponente. El método de Newton-Raphson se recomienda para resolver el sistema altamente no lineal de ecuaciones químicas.

Un aspecto importante de cualquier código de transporte de solutos reactivos es que debe ser capaz de tratar con una gama amplia de procesos químicos en sistemas hidrodinámicos complejos. La mayoría de los códigos existentes entran en una de estas tres categorías: (1) los códigos con subprogramas geoquímicos muy sofisticados, y una representación demasiado simplista de procesos hidrodinámicos; (2) códigos con el flujo de agua y los procesos de transporte de solutos incorporados de una manera rigurosa pero que consideran los procesos químicos de manera simplificada; y (3) códigos que pueden manejar ambos rigurosamente pero que sólo están preparados para algunas aplicaciones específicas. Algunos de los códigos existentes sólo son aplicables o bien a régimen de flujo estacionario uni-dimensional, o velocidad uniforme para todo el dominio, con la condición de contorno muy simple, o tratamiento del transporte simple como celdas de mezcla con métodos de diferencias finitas explícitos. A menudo, los códigos consideran condiciones sólo isotermas a pesar de que los procesos químicos dependen fuertemente de la temperatura. Sólo en algunos códigos se incorpora el transporte de calor, como por ejemplo en UNSATCHEM-2D (Simunek y Suarez, 1994) y 1DREACT (Steefel, 1993). La mayoría de los códigos sólo son válidos para simular transporte de solutos reactivos en medios porosos saturados, con excepciones para los medios variablemente saturados, como UNSATCHEM-2D y HYDROGEOCHEM (Yeh y Tripathi,

1991). UNSATCHEM-2D considera flujo variablemente saturado, transporte de calor y CO_2, pero puede manejar sólo un número limitado de especies acuosas y minerales, y no puede simular sorción por complejación superficial. MINTRAN (Walter et al., 1994) es un código sofisticado que incorpora aspectos hidrodinámicos y químicos de una manera rigurosa. Sin embargo, no considera flujo en medios parcialmente saturados ni transporte de calor. La ecuación de flujo en medios parcialmente saturados es altamente no lineal y se requieren esquemas iterativos eficaces para la resolución. UNSATCHEM-2D usa un esquema de iteración de Picard para resolver el flujo no saturado. Este esquema presenta problemas de convergencia y puede requerir incrementos de tiempo muy pequeños (Paniconi y Putti, 1994). Las revisiones más recientes sobre el transporte de solutos reactivos pueden encontrarse en Appelo y Postma (1994) y Lichtner et al. (1996).

3. EL CÓDIGO CORE-LE

El grupo de Hidrología Subterránea de la Universidad de La Coruña ha desarrollado el código CORE-LE, un **CÓ**digo para la simulación numérica de procesos de flujo de agua, transferencia de calor y transporte de solutos **RE**activos bajo condiciones de **E**quilibrio químico **L**ocal (Samper et al., 1998). Este código es una versión ampliada y extendida de un código anterior, TRANQUI, desarrollado en el marco de proyectos de I+D financiados por la Empresa Nacional de Residuos Radiactivos de España, ENRESA y la Comisión Europa (ENRESA, 1995). El código CORE-LE presenta las siguientes mejoras respecto a TRANQUI: 1) Flujo no saturado, 2) Condiciones de contorno y de recarga variables en el tiempo, 3) la verificación sistemática del transporte reactivo no isotermo, 4) exclusión aniónica para medios saturados y no saturados, 5) retardo mediante el concepto de K_d 6) cadenas de desintegración radioactiva, 7) disolución de gases, 8) algoritmos de ponderación contra-corriente para problemas con una fuerte componente advectiva, y 9) varios esquemas de iteración secuencial para resolver las ecuaciones acopladas de transporte y de reacciones químicas.

CORE-LE se basa en el método de elementos finitos y permite resolver problemas con contornos irregulares y propiedades físicas y geoquímicas no uniformes. El código contempla medios anisótropos en planos bidimensionales y regiones tridimensionales con simetría axial. Posibilita el tratamiento del flujo en acuíferos tanto confinados como libres, así como en medios porosos parcialmente saturados. El flujo altamente no lineal en medios parcialmente saturados se resuelve por el método iterativo de Newton-Raphson. Se contemplan las condiciones de contorno de nivel fijo, flujo de agua impuesto y condición de tipo mixto. Los procesos de transporte que se consideran en el código son: advección, difusión molecular y dispersión hidrodinámica. Las condiciones de contorno del transporte de solutos pueden ser: (1) flujo másico de solutos impuesto, (2) concentración fija, y (3) fuentes de soluto asociadas a las entradas de fluido. El código permite tratar los siguientes tipos de reacciones bajo la hipótesis de equilibrio local: ácido-base, complejación acuosa, redox, precipitación y disolución de minerales, disolución y exolución gaseosa, intercambio iónico (mediante el modelo de carga constante), y complejación en superficie (basada en el modelo de capa difusa). CORE-LE permite considerar cualquier número de especies químicas, bien sean acuosas, precipitadas, gaseosas, intercambiadas o adsorbidas. El transporte de calor se resuelve con el objetivo de actualizar las constantes de equilibrio, dependientes de la temperatura, y las constantes para el cálculo de los coeficientes de actividad. Además del flujo térmico debido a las entradas de agua se consideran otros términos fuente/sumidero de calor.

CORE-LE ha sido verificado con soluciones analíticas de flujo, calor y transporte de solutos conservativos. Dado que no hay soluciones analíticas disponibles para el transporte reactivo, la verificación de las reacciones químicas se ha realizado mediante la comparación con los resultados obtenidos con otros códigos de dominio público (véase Xu, 1996 y Samper et al., 1998). El código ha sido aplicado a casos reales (Xu et al., 1998) y al estudio e interpretación de diferentes ensayos de laboratorio y de campo en el contexto de varios proyectos financiados por la Unión Europea (proyectos FEBEX y CERBERUS) en el marco de la gestión de los residuos radiactivos. A continuación se presenta uno de los ejemplos reales en el que se ha aplicado el código al estudio de las variaciones naturales de la hidroquímica en el acuitardo del Llobregat.

4. MODELIZACIÓN DEL TRANSPORTE REACTIVO EN EL ACUITARDO DEL LLOBREGAT

Durante los últimos 5.000 años ha existido un lento flujo ascendente a través del acuitardo del Delta del Llobregat que ha ido desplazando las aguas nativas de los limos del acuitardo. La simulación numérica del flujo y del transporte reactivo a través del acuitardo permite explicar la composición química actual de las aguas intersticiales del acuitardo como resultado de la evolución del sistema. Se simuló el flujo y el transporte reactivo a través de una columna vertical del acuitardo de 35 m de longitud. El medio se supone homogéneo con una porosidad de 0.411, una dispersividad de 2.04 m y un flujo ascendente estacionario de 2.373 mm/año (Xu, 1996; Xu et al., 1998). Inicialmente los poros de los limos contenían agua de mar en condiciones reductoras (pE = -5). El flujo ascendente de agua dulce con condiciones oxidantes desplaza el agua salina e induce los siguientes procesos geoquímicos: disolución de calcita (aumento del pH y del carbono total), intercambio catiónico (Na por Ca, Mg y K), y procesos redox (con oxidación del metano). Las reacciones químicas consideradas en el modelo numérico incluyen: 1) complejación acuosa, 2) intercambio catiónico de Na, Ca, Mg y K, 3) disolución- precipitación de calcita y 4) redox (oxidación del metano). Los valores calculados de las concentraciones acuosas de Cl, Ca, Mg y Na concuerdan razonablemente bien con los valores medidos en las aguas intersticiales. La Figura 1 muestra cómo los valores calculados por el modelo al cabo de 3,200 años reproducen los valores medidos de Cl. Los procesos redox tienen un marcado efecto en las concentraciones de los cationes ya que afectan al pH y al carbono total, el cual determina la magnitud de la disolución de los carbonatos los cuales a su vez afectan a la concentración de Ca. Las concentraciones calculadas de $Mg2+$ se ajustan mejor a los valores observados cuando se tienen en cuenta los procesos redox (Figura 2).

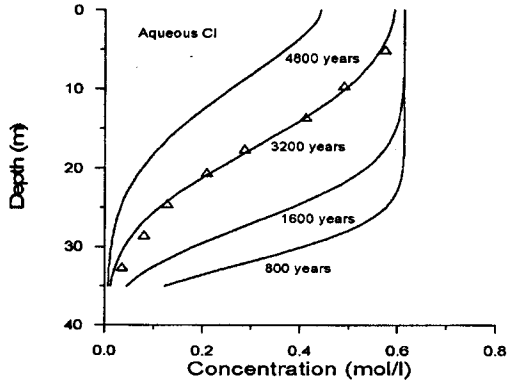


Figura 1. Valores medidos de Cl (símbolos) y calculados (líneas) al cabo de 800, 1,600, 3,200 y 4,800 años

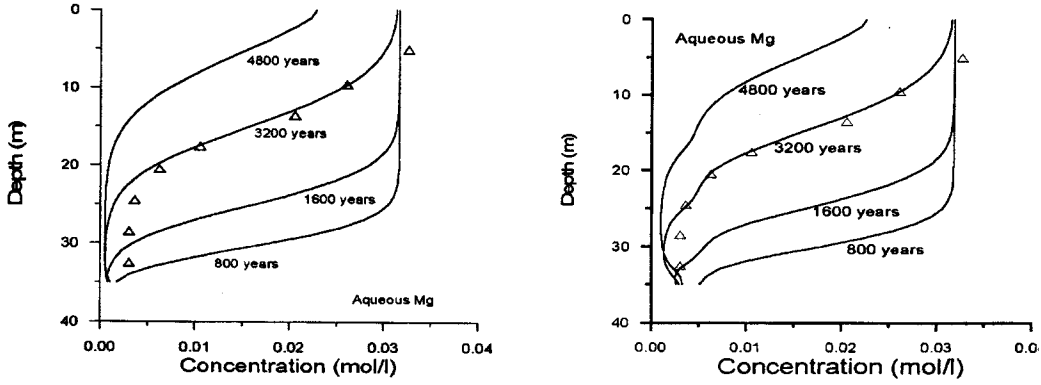


Figura 2. Valores medidos de la concentración de Mg disuelto (símbolos) y valores calculados (líneas) al cabo de 800, 1600, 3200 y 4800 años, con (figura de la derecha) y sin (figura de la izquierda) procesos redox sin considerar procesos de oxidación.

Las curvas calculadas del pH y del carbono inorgánico total (Figura 3) muestran claramente los efectos de la disolución de la calcita y de la oxidación del metano. Este caso real ilustra cómo el código CORE-LE-2D es capaz de reproducir las variaciones hidroquímicas producidas por la acción simultánea de varios procesos geoquímicos durante largos periodos de tiempo.

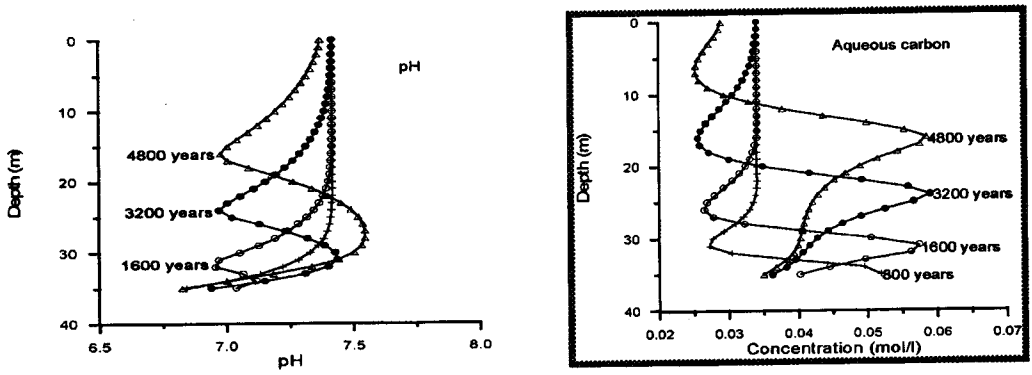


Figura 3. Distribución del pH (figura de la izquierda) y del carbono inorgánico total (figura de la derecha) a lo largo de la vertical al cabo de 800, 1600, 3200 y 4800 años cuando se consideran los procesos redox (pE inicial= -5; pE del agua dulce=0)

AGRADECIMIENTOS

Los trabajos presentados han sido desarrollados en el marco de proyectos de investigación financiados por la Unión Europea a través del Programa RADWAS (Proyecto FEBEX, código FI4W-CT95-00008 y Proyecto CERBERUS, código FI4W-CT95-00006), por la Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, ENRESA, a través de un Convenio Marco con la Universidad de La Coruña y la Fundación de la Ingeniería Civil de Galicia (Proyecto FEBEX, código 703231 y Proyecto de Validación de Códigos, código 703334) y parcialmente por la Comisión Interministerial para la Ciencia y Tecnología (Proyecto CICYT HID98-0282).

REFERENCIAS

APPELO, C. A. J. y POSTMA, D. (1994). Geochemistry, groundwater and pollution. Ed. Balkema. Rotterdam, 536 pp.

ENRESA (Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A.) (1995). Manual del Usuario del código TRANQUI, Informe Técnico de la Universidad de La Coruña y el Instituto Jaume Almera del CSIC.

SAMPER, F.J; JUNCOSA, R; DELGADO, J. y MONTENEGRO, L. (1998). CORE-LE-2D: A code for water flow and reactive solute transport, Users manual, Universidad de La Coruña. 207 pp.

SAMPER, J; AYORA, C; XU, T. y CUELLAR, N. (1995). Reactive solute transport modeling: nimerical formulation and computer codes. *VI Simposio de Hidrogeología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, vol XIX, pp:785-800.

XU, T. (1996). Modeling non-isothermal multicomponent reactive solute transport through variably saturated porous media, Tesis Doctoral, Universidad de La Coruña, La Coruña, España.

XU, T; SAMPER, J; AYORA, C; MANZANO, M. y CUSTODIO, E. (1998). Modeling of non-isothermal multi-component reactive transport in field scale porous media flow systems, J. of Hydrology (en prensa).

NOTA: Por problemas de espacio no se han incluido todas las referencias citadas en el texto. Estas referencias pueden encontrarse en los trabajos de XU (1996), XU et al. (1998) y SAMPER et al. (1995).

RESUMEN DEL TEMA 5: ASPECTOS TÉCNICO-LEGALES DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

IRÍBAR SORAZU, Vicente* (Autor de la síntesis) y
VILLARROYA GIL, Fermín (Moderador)**

(*) Universidad del País Vasco. Mitxelena, 47, 1° B. 20800 ZARAUTZ (GUIPUZCOA)
(**) Dpto. Geodinámica. Fac. Ciencias Geológicas.
Universidad Complutense de Madrid 28040 MADRID

INTRODUCCIÓN

En esta sesión se presentaron dos conferencias sobre aspectos legales de la contaminación de aguas subterráneas y siete comunicaciones que tratan sobre diferentes aspectos relacionados con la modelación matemática de la contaminación de aguas subterráneas.

La conferencia "Aspectos técnico-legales de la contaminación de las aguas subterráneas en España: visión desde la investigación" fue impartida por D. Iñigo Sanz Rubiales, profesor titular de la Universidad de Valladolid, y la conferencia "Aspectos técnico-legales de la contaminación de las aguas subterráneas en España: visión desde la Administración" fue impartida por D. Antonio Vercher Noguera, Fiscal del Tribunal Supremo. Los textos de ambas conferencias aparecen en las Actas del Congreso, por lo que se remite al interesado a su lectura. En el debate posterior, hubo muchas intervenciones que se referían sobre todo al régimen sancionador previsto por la Ley en el caso de contaminación de aguas subterráneas, así como cuestiones referidas a la contaminación por prácticas agrícolas.

CONTAMINACIÓN POR PRÁCTICAS AGRÍCOLAS

En una sesión anterior de estas Jornadas, un representante de los agricultores señaló que ellos reciben mensajes contrapuestos, ya que para competir en la UE se les pide mayor producción y calidad (lo cual lleva a una mayor incorporación de fertilizantes y plaguicidas), en tanto que pueden ser sancionados por el principio de que el que contamina paga. En el debate se indicó que la Ley debe ser respetada, y que dichas normas están pensadas para evitar excesos de abonado, que no contribuyen a obtener mejores cosechas.

En relación con este tema, D. Enrique Massa del Servicio Geológico de Uruguay, hizo mención a que se está presentando la limitación en el uso de abonos orgánicos en la agricultura como un avance en el control de la contaminación por nitratos olvidando que: (1) El abuso de estos abonos es más un problema de los países del norte (de donde proviene la normativa) con ecología distinta y grandes concentraciones de ganado. En general nuestras zonas hortícolas intensivas suelen presentar déficit de materia orgánica y raras veces se abona en esos límites. Y (2) se relega la limitación de fertilizantes orgánicos, que sí son "responsables" de gran parte de esa contaminación, a la elaboración de códigos de buenas prácticas, no siempre de obligado cumplimiento.

Finalmente, D. Miguel Ángel Marín (MIMAM) informó que los Códigos de Buenas Prácticas Agrarias de las 17 CC.AA. están presentados y aceptados por la Comisión de la UE.

CONTAMINACIÓN DE AGUAS Y RÉGIMEN SANCIONADOR

Uno de los temas tratados fue la definición legal de la contaminación; D. Iñigo Sanz mencionó que según el artículo 85 de la Ley de Aguas si no hay uso posterior del agua no hay contaminación, es decir sólo hay contaminación si se usa el acuífero. Es un tanto extraño este concepto ligado al uso y no a la calidad.

D. Antonio Vercher insistió mucho en el Código Penal, al artículo 326 del Código Penal lo denominó como "norma penal en blanco" ya que lo que se penaliza no es el **daño**, sino el **peligro o riesgo**: es decir cualquier actuación que pueda comprometer de alguna forma el posible deterioro de las aguas es punible. En relación con este tema, señaló que según sentencias de los Tribunales de Justicia, los simples aterramientos son considerados como vertidos, así como los desembalses; aspectos que entran de lleno en el artículo 325 del Código Penal.

D. Manuel R. Llamas preguntó a los conferenciantes acerca del tema de la "prevaricación ecológica", en el sentido de que algún Presidente de Confederación Hidrográfica podría ser llevado al "banquillo" de los acusados. Desde la mesa D. Antonio Vercher señaló que la Administración asume la gestión del agua y las responsabilidades correspondientes y que las infracciones graves pueden tener responsabilidad penal. También se señaló que en relación con la prevaricación, el código penal define dos figuras de prevaricación en general, y tres figuras para la prevaricación ecológica en concreto los artículos 320, 322 y 329 del Código Penal.

En relación con el tema de la prevaricación del funcionario, D. José Mª Ibarra (Abogado, Ejerçicio Libre) indicó que es una figura difusa en el código; por ejemplo en el caso de Biescas el funcionario se escudaba que el estaba en el cargo para dar de comer a su familia y no conocía el peligro de inundación. Desde la mesa, D. Antonio Vercher contestó que existe una paradoja; el funcionario puede utilizar este argumento, en base al cual no tiene responsabilidad, sin embargo la Ley contempla que la autoridad es una figura funcional, por lo que sí tendría responsabilidad. En las últimas sentencias (central térmica de Cercs), el tribunal se extraña que no haya denuncias en contra de la Administración, es decir se contaminaba con permiso; por ello parece que el contaminador se entera antes de la Ley que la propia Administración.

Tanto en las conferencias como en el debate quedó destacado que el régimen sancionador contempla sanciones de hasta 100 millones de pesetas por contaminación de aguas subterráneas, aun-

que en el caso de que se provocara un desastre ecológico. Además están previstas penas de privación de libertad de hasta 6 años. En cuanto a quién debe realizar la valoración económica de una contaminación, quedó patente que hay poca normativa al respecto, aunque en general, ésta tarea corresponde al Organismo de Cuenca.

Se constató que en el caso que haya estudios que determinen zonas de sobreexplotación o intrusión salina, la Ley puede restringir la extracción de agua de perforaciones, o prohibir la ejecución de nuevas perforaciones. Pero si no hay declaración expresa de sobreexplotación aunque esta exista de hecho, no hay posibilidad legal de limitar el caudal de extracción.

Otro tema interesante se refiere al control de las fuentes de contaminación, es decir el problema que puede existir para entrar en un predio donde existe un pozo o industria que se supone contamina el acuífero. Desde la mesa se señaló que lo habitual es el control por vía administrativa (actividades económicas, etc.).

También se hizo mención a que los Ayuntamientos tienen la obligación de controlar los vertidos al alcantarillado y son los responsables de los vertidos del alcantarillado a cauce público, en el caso de vertidos de metales pesados, etc. procedentes de talleres e industrias en el casco urbano.

Hubo cuestiones relacionadas con las peculiaridades de las Islas Canarias, Dña. Mª Carmen Cabrera (Universidad de Las Palmas) comentó que aunque la Ley de Aguas funciona desde el año 1985 en la Península y desde el año 1990 en Canarias, en las Islas se continúa funcionando como si la propiedad del agua fuera privada; la Administración no funciona bien, y que el anterior Gobierno cayó debido a este motivo. En relación con el tema, preguntó sobre la aplicabilidad del dominio Público Hidráulico de las aguas subterráneas privadas, desde la mesa se contestó que en principio la Ley aplica el mismo criterio a las aguas privadas y a las públicas.

MODELOS MATEMÁTICOS

A continuación se expusieron siete comunicaciones que trataron sobre la modelación matemática de la contaminación de aguas subterráneas. Debido a la premura de tiempo con que se realizó esta sesión las pocas cuestiones que se hicieron en las mismas fueron referidas a aclaraciones de detalles sobre las comunicaciones.

Las principales novedades presentadas en este campo han sido:

La **modelación del transporte reactivo** que aparece incorporada en tres de las comunicaciones presentadas, desde este punto de vista, es interesante la comunicación "Análisis de seguridad de depósitos subterráneos de residuos mediante modelos de transporte reactivo" de Guimerà y otros, que trata sobre la simulación a largo plazo de procesos geológicos-geoquímicos que implican cambios en las condiciones de contorno hidrogeológico. Hay una comunicación que trata sobre el **aumento de la velocidad de cálculo** en la modelación del transporte reactivo, que actualmente es muy lenta en comparación con la modelación del flujo.

También se ha presentado un **nuevo código (CORE-LE)**, realizado en España para flujo y transporte reactivo, tanto para medio saturado y no-saturado.

La comunicación "Sobre la modelación sin límites del transporte de contaminantes" de Padilla Benítez y García Aróstegui aporta una nueva metodología para tratar los límites (condiciones de contorno) en la modelación del transporte de contaminantes.

El uso de **modelación inversa** en el transporte, que se encuentra en dos de las comunicaciones presentadas, la modelación inversa aparece aplicada tanto en modelos deterministas como en modelos estocásticos.

La **modelación estocástica** y la incorporación de **información secundaria** (en este caso datos de atenuación sísmica) para la calibración de modelos aparece en dos comunicaciones.

De las siete comunicaciones, sólo en una de ellas se presenta un trabajo que trate un caso real en España, y que utiliza datos experimentales, se trata de la comunicación "Simulación por ordenador del transporte y lixiviación de nitratos en suelo sorribado de Tenerife" de Muñoz Carpena y otros, trata sobre el transporte en medio no saturado del lixiviado de nitratos del suelo.

CONFERENCIA DE CLAUSURA

CONFERENCIA DE CLAUSURA: LA CALIDAD Y LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN ESPAÑA, ¿QUO VADIMUS?

SAHUQUILLO HERRÁIZ, Andrés*

(*) Catedrático de Ingeniería Hidráulica. Universidad Politécnica de Valencia
Camino de Vera, s/n. 46071 VALENCIA

RESUMEN

Las aguas subterráneas se utilizan en España para el abastecimiento de un tercio de la población y para el riego de la cuarta parte del total de la superficie regada. La tendencia en todo el mundo es la de aumentar la atención sobre estos recursos y defenderlos de la contaminación. En nuestro país son todavía muy escasos los estudios y trabajos sobre este problema, y los Organismos de Cuenca carecen del personal y dotación económica para realizar los estudios y trabajos necesarios y el control imprescindible de las actividades que pueden contaminar los acuíferos. También son inexistentes las labores de inventario continuadas de actividades contaminantes así como los programas de prevención. Se analizan los distintos criterios y estrategias, y las distintas técnicas especificas de protección de acuíferos.

Se critica la gestión de la calidad del agua en la planificación hidráulica española, y la política hidráulica actual proponiendo una disminución drástica en el énfasis que se da a la construcción de obras hidráulicas, dado el pequeño aumento que van a tener los riegos debido a la PAC de reducir producciones agrarias, y a que el avance del Plan Nacional de Regadíos propone un aumento muy reducido de las superficies de riego. Por el contrario se propone dar mucha más importancia a la gestión de los recursos con las estructuras existentes y a la gestión de la calidad y prevención de la contaminación, tanto de las aguas superficiales como subterráneas. Para ello se propone la transformación de las Confederaciones Hidrográficas de organismos de fomento en organismos de gestión de la calidad y cantidad del agua.

INTERÉS

El interés sobre la contaminación de las aguas subterráneas ha venido aumentando en el mundo desarrollado durante los últimos años. En los Estados Unidos el agua subterránea es la principal

fuente de agua potable, con ellas se abastece a más del 50 % de la población. Lo mismo sucede en gran parte de los países de Europa, en Francia es más del 60 % ese porcentaje y se acerca o supera al 70 % en muchos países de la comunidad europea, alcanzando en Dinamarca prácticamente el 100 %. En España a pesar de la poca atención dedicada a las aguas subterráneas y a los errores persistentes sobre sus méritos y posibilidades de los responsables de la planificación hidráulica, la utilización es lo bastante importante como para merecer una atención preferente a su gestión y que se las defienda contra la contaminación. Con ellas se abastece a un tercio de la población, cifra que se acerca al 60 % en la Comunidad Valenciana, es mayor en las Islas Canarias y se aproxima al 90 % en las Baleares. Con aguas subterráneas se riegan casi un millón de hectáreas, y lo que es más importante, de ellas dependen ecosistemas del mayor interés localizados en zonas húmedas. También hay que tener en cuenta su relación con las aguas superficiales, a las que se puede transferir la contaminación de los acuíferos que son drenados por estas, y viceversa, pueden transferir su contaminación a acuíferos en el caso de ser cauces perdedores.

Es significativo el aumento, en los países con mayor desarrollo económico y técnico, de los hidrólogos dedicados a temas relacionados con las aguas subterráneas comparados con los especialistas en aguas superficiales, y la atención de las distintas administraciones publicas tanto de carácter nacional, como regional o local, al estudio, prevención y control de la contaminación de las aguas subterráneas. En estos países las administraciones públicas han reforzado las medidas administrativas y legales y los medios facultativos y financieros para llevar a cabo las tareas de prevención y control de la contaminación de los acuíferos (NRC 1991). Por ultimo es considerable el aumento en las publicaciones científicas más prestigiosas de los trabajos sobre aguas subterráneas, y especialmente sobre los aspectos relacionados con la contaminación. SOOROSHIAN (1992) da unos datos reveladores de los artículos publicados en su periodo como editor de Water Resources Research que reflejan el interés creciente de los medios científicos y técnicos sobre las aguas subterráneas, su contaminación, y la regeneración de acuíferos, que en esta revista superan en la actualidad con mucho a los de cualquier otro tema. Además han surgido un buen número de publicaciones de alto nivel científico y tecnológico dedicadas exclusivamente a la contaminación de las aguas subterráneas, y en particular los relacionados con contaminación, flujo no saturado, flujo en medios poco permeables, métodos estocásticos y análisis de incertidumbre de los modelos de flujo y transporte de contaminantes. Estos temas han surgido por el gran impulso que esta teniendo la investigación sobre la contaminación de las aguas subterráneas y también para el análisis del almacenamiento de productos radioactivos y tóxicos tema este último al que se están dedicando inversiones billonarias en dólares en EEUU en el programa "SUPERFUND".

SITUACIÓN EN ESPAÑA

A este problema no se ha dedicado hasta ahora en España la atención que merece. Existen muy pocos estudios de detalle a escala nacional. La mayoría de los realizados son de reconocimiento y a gran escala. La mayoría de los publicados se refieren a problemas de nitratos y son muy pocos los que abordan temas sobre pesticidas, metales pesados, productos petrolíferos y solventes clorados, SAHUQUILO (1984a y b), ITGE (1985), CUSTODIO (1991). Entre los que se acaban de citar hay muchos compuestos que son cancerígenos, o se sospecha que puedan serlo, y otros son teratogénicos o mutagénicos. Sin duda es casi seguro que se han estudiado por empresas consultoras algunos casos de contaminación puntual que por carácter de su confidencialidad no se han publi-

cado, pero es sorprendente que no exista conocimiento más que de un número pequeño de casos. No parece probable que los acuíferos españoles estén mucho menos contaminados que los de nuestro entorno socioeconómico. La contaminación puntual con mucha probabilidad no es todavía grave, aunque con seguridad existen muchas más zonas o manchas de las detectadas. Hay que tener en cuenta la existencia de varias decenas, o cientos, de miles de depósitos enterrados de gasolina y productos químicos sintéticos, miles de vertederos de residuos urbanos e industriales, cientos o miles de lagunas de vertidos líquidos sin impermeabilización, ni control. También existe falta de control sobre las actividades contaminantes y son muy pocos los estudios sobre la contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Son corrientes los vertidos en superficie o en cauces de barrancos y ríos secos de residuos sólidos y líquidos sin ninguna clase de control o permiso. En muchos acuíferos a lo largo de la costa mediterránea, en zonas en que el porcentaje de población abastecida con los acuíferos es mayoritaria y a veces representan la única fuente de agua para abastecimiento, hay cientos de pozos construidos para "eliminar" residuos industriales, y es frecuente la ausencia de control sobre vertidos de cromados, tintes, curtidos o transformados metálicos en zanjas o excavaciones. Una de las causas de la falta de control sobre estas actividades es sin duda la falta de financiación, personal y programas para poder realizarlo. Esta situación se da a pesar de lo dispuesto por la Ley de Aguas en los capítulos 1 y 2 del Titulo V. La reforma de la Ley, aunque hubiese sido bien planteada, no ha sido acompañada por la definición de objetivos claros, la elaboración de programas de actuación precisos ni por una dotación adecuada de medios humanos y financieros. Sin duda, ni en la Administración Publica ni en la ciudadanía existe la misma preocupación sobre estos temas que hay en otros países occidentales.

Muchos problemas de contaminación de aguas subterráneas en España están relacionados con la eliminación de residuos industriales. Es un problema sin resolver, y solamente existen unos pocos vertederos industriales pequeños, algunos de los cuales han sido cerrados, por estar mal gestionados, por falta de permisos administrativos, o por presión popular de tipo político. Esto supone que se hagan vertidos incontrolados de solventes, metales pesados, lubricantes, aceites y otros productos químicos directamente al terreno, en vertederos clandestinos abiertos en canteras, graveras, depresiones naturales, y dolinas donde su acceso a la zona saturada es más fácil, cf. CUSTODIO (1991), que cita otras causas de contaminación urbana o por actividades mineras, y analiza los problemas de intrusión marina en España. El que todavía no se hayan descrito en nuestro país muchos casos de contaminación de aguas subterráneas con productos tóxicos se debe sin duda alguna a la lentitud del flujo de los contaminantes tanto en la zona saturada como en la no saturada, aumentados por los procesos de adsorción y cambio iónico, por la pequeña dimensión de muchas de las manchas que puedan existir, por la ausencia casi total de estudios detallados de contaminación a la que hemos hecho referencia antes, y también por las pocas determinaciones de muchos compuestos; aunque hay que decir que cada vez hay más laboratorios bien dotados y capacitados para realizarlas.

Muchos ríos están muy contaminados como consecuencia de los vertidos de aguas residuales, muchas veces con tratamientos elementales o inadecuados, o sin tratamiento. Estos ríos en el caso de ser perdedores, como sucede en la mayor parte de los de la vertiente mediterránea, producen una contaminación directa a los acuíferos.

En ocasiones se han propugnado o adoptado acciones que han consistido en sustituir el aprovechamiento de un acuífero con contenidos altos de nitrato por agua superficial mucho más costosa

al necesitar de conducciones y tratamientos caros. En algunos casos hubiese sido conveniente el realizar previamente un estudio suficientemente detallado de otras alternativas posibles con aguas subterráneas en acuíferos más profundos o más protegidos de la contaminación. La población de la Plana de Valencia, excepto la de Valencia capital, venia abasteciéndose de los acuíferos de la llanura costera por medio de pozos con contenidos elevados de nitrato. Esta fuente de suministro se ha sustituido en buena parte con agua procedente del Júcar a un coste muy elevado SANCHIS (1991), CABRERA(1991). Algunos de los sondeos perforados para paliar la sequía en el verano de 1995 han demostrado la existencia de acuíferos inferiores con bajo contenido de nitratos, y ahora parece evidente que muchas de las perforaciones existentes ponen en contacto acuíferos más profundos con acuíferos más superficiales; acuíferos que al ser más vulnerables pueden transmitir tanto nitratos como otros compuestos a los acuíferos más profundos. Es evidente el interés de un acuífero como el de la Plana de Valencia, cuyo valor estratégico, es sin duda uno de los más altos de todos los componentes, superficiales y subterráneos, de la cuenca del Júcar. La decisión de cambiar de fuente de abastecimiento dejará en la practica indefenso contra la contaminación a un elemento muy valioso que podría jugar en el próximo futuro un papel de primer orden. Y lo mismo ocurriría con otros acuíferos en España si se aprueban los planes hidrológicos de cuenca tal como están redactados; planes que en general no consideran correctamente las posibilidades de utilización de las aguas subterráneas, ni una gestión que tenga en cuenta la protección contra la contaminación. En relación con esto es revelador la absoluta falta de referencia al estado de la calidad de las aguas subterráneas, y a la escasa y poco relevante sobre la de las superficiales en los informes oficiales sobre el estado del medio ambiente en España (MOPUT 1992,1995).

NECESIDAD DE INFORMACIÓN HIDROLÓGICA

La protección de aguas subterráneas requiere una información hidrogeológica apropiada y adecuada para entender y analizar los procesos de contaminación.

Los procesos de movimiento y transporte de los contaminantes por el agua subterránea requieren un conocimiento mucho más preciso y cuantificado del flujo subterráneo. La escala de trabajo necesita ser mucho más detallada que para los problemas de flujo, y además se debe prestar una atención especial a la zona no saturada. Son aspectos a los que tenemos que adaptarnos los hidrogeólogos. Igualmente será necesario establecer mejor la relación y los intercambios de flujo con las aguas superficiales.

La escala de muchos de los estudios existentes es demasiado amplia, y por otra parte a muchos de los aspectos que se han enumerado antes no se les suele dedicar la atención que se merecen. Convendrá en el futuro ser más exigente con la necesidad de precisar y cuantificar los aspectos hidrodinámicos del flujo y con la cuantificación de los parámetros hidrodinámicos de los acuíferos y su variabilidad espacial. Igualmente será preciso analizar las relaciones entre las aguas superficiales y subterráneas con el mayor detalle posible y a las escalas que precisen los objetivos de los estudios. Los problemas de contaminación y de gestión de las aguas subterráneas también cada vez precisa más concreción y detalle en su estudio.

Otro de los aspectos que hay que tener en cuenta para el análisis del transporte de contaminantes es la incertidumbre, la caracterización de la heterogeneidad y la variabilidad espacial de las pro-

piedades hidrodinámica, que pueden describirse estocásticamente utilizando campos aleatorios para representar la conductividad hidráulica, SAHUQUILLO et al, (1996); GOMEZ-HERNANDEZ et al, (1998); CAPILLA et al, (1998).

CRITERIOS Y ESTRATEGIAS PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Las alternativas de protección de las aguas subterráneas suelen ser tres: **no- degradación, degradación limitada, y protección diferencial**, (HENDERSON et al, 1993). El primero es el criterio que defienden algunas organizaciones ambientalistas radicales, y es claramente utópico. Para llevarlo a cabo tendrían que eliminarse multitud de actividades desde la agricultura a las estaciones de servicio (LE GRAND y ROSEN 1993). KERNS (1997) también afirma que aunque el "laisez faire" no es aceptable ambientalmente, no se puede aceptar la no-degradación si hay necesidad de deshacerse de los residuos. La degradación limitada pretende mantener lo más alta posible la calidad del agua subterránea, admitiendo que pueda haber alguna degradación. Es una postura más realista y tiene la flexibilidad de poder exigir menos protección para acuíferos ya contaminados, aunque en cualquier caso hay que ser cuidadoso, más que permisivo.

El criterio de protección diferencial estriba en proteger los recursos subterráneos sólo en la medida necesaria para poder satisfacer los usos presentes y futuros. Permite poner más énfasis en preservar de la contaminación a ciertos acuíferos con potencial grande, o con buena calidad de agua, y aplicar controles menos exigentes en otras zonas.

Un argumento en contra de la protección diferencial es el enunciado antes de lo difícil que es el predecir a largo plazo las necesidades de agua de las generaciones futuras dada la persistencia natural de la contaminación en los acuíferos dada la gran lentitud de su regeneración. También hay que considerar lo impredecible de las relaciones a muy largo plazo del agua subterránea con el entorno.

Lo que parece de todo punto inadmisible es la dejadez actual de la administración española que está más próximo a lo que FOSTER (1985), sin referirse a ella, califica de típico de los países en desarrollo; cf. vertidos indiscriminados, carencia de personal técnico y recursos institucionales, ausencia de vigilancia y control, carencia de estudios sistemáticos y falta de redes de control de contaminación.

GESTIÓN DE LA DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS

Las medidas de protección de la calidad de las aguas subterráneas contra la contaminación deben mantener un balance realista entre la protección de todo el acuífero como fuente de agua potable y contemplar a la vez las fuentes de contaminación puntuales y difusas, además de tener en cuenta la capacidad natural del subsuelo para atenuar a muchos contaminantes y la biodegradabilidad de otros (ADAMS et al, 1991). El no hacerlo puede ser excesivamente conservador y restrictivo para otros intereses y en consecuencia mucho más difícil y costoso de llevar a la practica. El imponer restricciones excesivas puede aumentar las dificultades para establecer nuevos vertederos,

o para la aprobación de los existentes. La vulnerabilidad de los acuíferos depende de la accesibilidad hidráulica de la zona saturada a la penetración de los contaminantes, y de la capacidad de atenuación de las distintas capas de terreno por encima de la zona saturada como resultado de la capacidad de retención o reacción de los contaminantes. Son importantes la posibilidad de existencia de caminos preferenciales en el suelo y zona no saturada, y la movilidad y biodegradabilidad del contaminante. El papel del suelo dentro de la zona no saturada es fundamental al ser una zona biológicamente más activa. Por eso hay que tener en cuenta muchos procesos que pueden influir en la contaminación de las aguas subterraneas. Los vertidos en excavaciones, zanjas, o canteras en los que ha desaparecido la capa protectora de suelo, y los vertidos a pozos que conducen directamente el contaminante a la zona saturada no solo dejan sin operar esta atenuación sino que además se anula el tiempo de transito a través de la zona no saturada que muchas veces es importante para que actúen estos procesos. La existencia de tiempos de tránsito altos cuando el espesor de la zona no saturada es de varias decenas de metros, como pasa en muchas de las zonas áridas de España, puede por el contrario producir una sensación equivocada de que el acuífero esta protegido.

Los ríos perdedores pueden ser una fuente importante de entrada de contaminantes en épocas de lluvias intensas en las que se produce escorrentía (SAHUQUILLO 1994a y b). También es evidente que hay que tener en cuenta las actividades en la cuenca de los ríos perdedores que puedan dar lugar al transporte de contaminantes por la escorrentía superficial. Igualmente cualquier tipo de conductos, pozos de mina, sondeos abandonados, excavaciones o simas tienen que considerarse como puntos potenciales de entrada de contaminantes en los acuíferos y deben cartografiarse, (ADAMS et al, 1991). Lo mismo cabe decir de la necesidad de protección de la calidad de los ríos, cuando existen pozos en sus proximidades cuyo bombeo puede producir la recarga inducida de aguas superficiales. Al considerar el control de la contaminación distribuida hay que reconocer que esta también puede afectar a las aguas superficiales; más en el caso de los biocidas que en el de los nitratos, HARRIS Y SKINNER (1991).

El paso siguiente al de fijar los criterios de **protección**, es el de definir **estrategias de gestión** que establezcan cómo aplicar los distintos requerimientos y reglamentos para lograrla. Hay algunas estrategias básicas diferenciadas aunque en la práctica se suelen utilizar opciones híbridas que pueden ser distintas para acuíferos o zonas diferentes. En lo que sigue se comentan algunas de ellas.

Clasificación de acuíferos

Los mapas preparados basándose en un sistema de clasificación pueden usarse como guía en el desarrollo de normas para la gestión del uso del suelo, control de fuentes contaminantes, y para dirigir la localización de fuentes y actividades potencialmente peligrosas fuera de las áreas críticas. Cuando no es posible la elaboración de mapas detallados, o cuando su criterio de elaboración es discutible o discutido, incluso pueden ser de utilidad al llamar la atención sobre zonas con peligro potencial. Es recomendable clasificar los acuíferos, de acuerdo con criterios científicos, que identifiquen especialmente las áreas críticas y los recursos que necesiten protección especial, teniendo en cuenta las características hidrogeológicas, las áreas de recarga y la evolución de los contaminantes potenciales en su flujo a través de las zonas no saturada y saturada.

De acuerdo con las recomendaciones del Comité para la Protección de la Calidad del Agua Subterránea del National Research Council de EEUU (**NRC** 1986) los criterios de clasificación

deben adoptarse a través de un proceso público. Además sugiere que los estados con programas de protección avanzada opten por dar igual protección a todas las aguas cuya calidad ambiental sea de aguas potables.

Se pueden utilizar dos tipos de clasificación de acuíferos. Unos que valoran la vulnerabilidad, como el sistema DRASTIC de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (EPA) que valora la vulnerabilidad ante cualquier situación hidrogeológica, o el programa RUSTIC también de la EPA que valora el riesgo de contaminación por pesticidas teniendo en cuenta su degradabilidad y las características de las zonas radicular, vadosa y saturada (VARSHNEY et al, 1992).

El otro tipo clasifica los acuíferos según la protección que se considera para cada uno en concreto. La EPA define las siguientes clases de acuíferos:

Clase I: Especial. Son de valor extraordinariamente alto y están caracterizados bien como: a) una fuente de agua disponible para una población importante, o b) ecológicamente vital.

Clase II: Fuentes actuales y potenciales de agua potable o que tienen otros usos. Con dos subclases: II A en uso y II B potenciales.

Clase III: Fuentes de pequeña utilidad y que no son potencialmente utilizables. Con dos subclases: III A con conexión alta a intermedia; y III B con interconexión pequeña con otros acuíferos o las aguas superficiales inmediatas.

Protección de zonas de recarga

Casi toda actividad humana puede contaminar las aguas subterráneas. El nivel del riesgo depende de las características hidrogeológicas locales y de las características y forma de utilización de los contaminantes. La restricción de ciertas actividades en unas zonas determinadas puede ser imprescindible en algunos programas de protección de las aguas subterráneas, y debería estar unido a un sistema de clasificación de acuíferos. El comité citado anteriormente (**NRC**, 1986) recomienda la utilización por los gobiernos estatales del uso del suelo como un elemento esencial de la protección de acuíferos en combinación con otras medidas; independientemente de que la ordenación del territorio sea una actividad de competencia de unidades territoriales menores, poniendo de manifiesto la necesidad de coordinación entre los distintos niveles de la administración.

La efectividad de la protección de las zonas de recarga está limitada por las actividades y usos del suelo preexistentes, lo que aconseja tomar estas medidas lo antes posible en zonas vulnerables en las que no se han establecido este tipo de actividades.

Perímetros de protección

Los perímetros de protección se utilizan en algunos países europeos. En ellos se definen una serie de zonas en las que se aumentan las restricciones de ciertas actividades cuando disminuye la proximidad a los pozos de abastecimiento que se quiere proteger.

La zona extrema de protección que puede definirse es la zona de captura de la captación. Es la zona de un acuífero desde la que la recarga de lluvia, o la procedente de la infiltración de aguas superficiales, llegaría a los pozos. Evidentementemente depende del caudal de bombeo y consecuentemente tiene que referirse al caudal máximo concedido o previsto captar. Para eliminar el riesgo de contaminación hay que prohibir o controlar hasta un cierto nivel las actividades potencialmente contaminantes. El aplicar dentro del perímetro de protección limitaciones innecesariamente restrictivas puede ser inaceptable social y económicamente, o plantear problemas legales. En cualquier caso es necesario dividir la zona de manera que las restricciones más fuertes afecten solamente a las zonas más próximas a las captaciones. Normalmente los criterios aplicados para la zonificación consideran el tiempo de transito del contaminante, aunque a veces se incluyen criterios de dilución o capacidad de atenuación. Estos criterios se pueden traducir en distancias horizontales o aplicarse a una proporción de la zona de recarga. En general no es práctico el utilizar más de dos o tres zonas. La zona más próxima es normalmente una zona pequeña, en la que lo deseable es que sea propiedad del operador, en ella se suelen prohibir todas las actividades que no estén relacionadas directamente con las operaciones de bombeo; e incluso estas tienen que controlarse cuidadosamente para evitar cualquier posibilidad de contaminación. Su definición dependerá de las características geológicas locales. ADAMS et al, (1991) consideran que 30 m parece una distancia razonable de acuerdo con la experiencia británica. Para la zona adyacente se usan tiempos de transito desde 400 días en la cuenca del Támesis, hasta 10 días en Suiza y Francia, pero parece que una cifra de 50 se considera razonable. Es suficiente para que desaparezcan las bacterias y virus, y para tomar medidas en el caso de contaminantes no completamente degradables (ADAMS et al, 1991). En Francia se consideran tres zonas, un perímetro de protección inmediato que se ha propuesto cambiar de 10 m a 50 m, otro intermedio y otro alejado, D'ARRAS Y SUZANNE (1991).

Las directivas de protección alemanas, (SCHLEYER et al, 1991), definen cuatro zonas, que van desde una zona I de 10 m alrededor de la captación, la zona II que impone un tiempo de transito hasta el pozo de 50 días. La zona III A que llega hasta 2 Km. dentro de la zona de captura en el acuífero, y la zona III B que comprende el resto de la zona de captura. En la zona III B se prohibe la instalación de refinerías de petróleo, fundiciones, plantas químicas, reactores nucleares, inyección de aguas residuales, almacenamiento o eliminación de industrias peligrosas para las aguas subterráneas, y tuberías de conducción de sustancias peligrosas para el agua. En la zona III A, además de las actividades mencionadas en la zona anterior se prohiben desde el uso comercial de sustancias que pueden contaminar el agua al almacenamiento y uso de insecticidas peligrosos, el tratamiento de aguas residuales, los hospitales, sanatorios y urbanizaciones, el almacenamiento de sustancias peligrosas, aeropuertos, instalaciones y maniobras militares, vertederos y plantas de tratamiento, la inyección de agua de refrigeración, la remoción de superficies importantes de suelo, cementerios nuevos, estaciones de maniobra, y la construcción de carreteras en las que se utilicen sustancias peligrosas para el agua y perforaciones. En la zona II además de las actividades citadas se prohiben las construcciones, fabricas y talleres, granjas, establos y construcciones, y almacenes de materiales de construcción, carreteras y ferrocarriles, aparcamientos, campings, estadios y baños en aguas superficiales, lavaderos y talleres de cambio de aceites de coches, cementerios, la remoción de capas superficiales, minería y explosiones, pastoreo intenso, almacenamiento de carburantes y transporte de sustancias peligrosas, conducciones de aguas residuales y estanques de peces. En la zona I se prohiben además de las actividades citadas antes el tráfico peatonal y de vehículos, la agricultura, y el uso de pesticidas y estiércol. En toda la superficie de la República Federal Alemana, 248.708 km^2 (sin contabilizar los estados del Este), se ha estimado que será necesario

designar 13.050 perímetros de protección con una superficie total de 35.209 km^2, el 14,2% de la superficie total aunque en la época de la información, sólo se habían designado el 72% de estas que tienen una superficie del 54% del total requerido.

En Francia sólo hay perímetros en el 10-12% del total de captaciones para abastecimiento y del 20% de los pozos posteriores a 1967 que son los que están obligados a hacerlo. La implantación ha encontrado dificultades debido a las dificultades jurídicas, institucionales y económicas que ocasiona su implantación (ROUX 1991).

En cualquier país es difícil de llevar a la práctica la declaración de perímetros de protección de la calidad con esta serie de restricciones, pues suponen limitaciones serias a la propiedad plena. En zonas densamente pobladas el conflicto de intereses crece proporcionalmente a la densidad de población. SCHLEYER et al, (1991) citan que en la RFA hay 39 dominios institucionales en los que se pueden aplicar restricciones, y que hay como mínimo unos 500 elementos de conflicto posibles. Pero además están las afecciones a individuos y empresas. Esto obliga a procedimientos largos y complicados y necesariamente conflictivos. Además hay que prever la necesidad de compensaciones, indemnizaciones o incluso expropiaciones. En el **Seminario Perímetros de Protección de Captaciones de Aguas Subterráneas: Experiencias en Países Europeos**, organizado por el Grupo Español de la AIH y la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea de Barcelona, Barcelona (1994) al que se invitaron a ponentes de la Comunidad Europea, Suiza, Reino Unido, Alemania, Dinamarca, Holanda y España, también se pusieron de manifiesto estos problemas.

En USA también se utilizan perímetros de protección relacionados con captaciones concretas, los distintos estados utilizan criterios diferentes, (JOB 1997) y no hay referencias a problemas legales o institucionales. Independientemente del establecimiento de los perímetros de protección o "well head protección programs", el criterio de protección de la EPA y de la mayoría de los estados es el de la protección de todo el acuífero según la clasificación a la que se ha hecho referencia antes.

En los casos de explotación intensiva de los acuíferos lo normal es que se produzcan variaciones importantes en la piezometría y los flujos del acuífero y no es posible definir unas isocronas para una captación o un campo de pozos cuando es imprevisible incluso cómo va a evolucionar la explotación. Esto sólo es posible en acuíferos en los que las captaciones que se pretende proteger bombean un porcentaje relativamente pequeño de la recarga del acuífero, y además no existen otros bombeos que pueden modificar de forma importante la red de flujo del mismo. En España también es frecuente que se cambie la localización de las captaciones de abastecimiento cuando el acuífero está fuertemente explotado. Por otra parte aun en acuíferos poco explotados en regiones húmedas no se conocen, o hay mucha incertidumbre sobre ellas, las propiedades del acuífero que influyen en la determinación de las zonas de captura de las captaciones y tiempos de paso. Las más importantes son la transmisividad y su variabilidad espacial, la porosidad, y la recarga y su variabilidad espacial y temporal. Cabe considerar el uso de las envolventes de distintas realizaciones estocásticas de las propiedades del acuífero, pero no es fácil y no se suele disponer de información suficiente para reducir la incertidumbre de manera sustancial.

Para la mayor parte de las situaciones españolas, sobre todo en los acuíferos con una explotación importante, y teniendo también en cuenta las dificultades socioeconómicas, legales y operati-

vas que son de prever, parece más aconsejable optar por la estrategia de protección integral del acuífero a través del control de las principales actividades susceptibles de degradar el agua subterránea.

Eliminación y control de las fuentes de contaminación

A largo plazo los programas de protección de las aguas subterráneas deben tender a eliminar o reducir las fuentes de contaminación de acuíferos. Ha de evitarse transferir el problema a otro medio como las aguas superficiales, o el aire, debiéndose abordar la protección del medio ambiente desde un punto de vista global. Las fuentes pueden reducirse o eliminarse por alguno de estos métodos:

Prohibiendo ciertos productos o actividades.

Regulando la producción, transporte, almacenamiento y eliminación o aislamiento de residuos peligrosos.
Situando ciertas actividades fuera de zonas sensibles (por medio de controles del uso del suelo, permisos o regulaciones).
Creando incentivos al uso de productos o tecnologías que afecten menos a las aguas subterráneas.
Controlando las fuentes puntuales: Permisos, regulaciones. Exigencias técnicas,"protección catódica", control de fugas y pérdidas durante el llenado y operación de tanques. Limitaciones en los efluentes. Condiciones técnicas en el proyecto y construcción de vertederos y balsas de lixiviados.
Dando incentivos para el reciclado y reutilización de ciertos productos.

También se pueden reducir las cantidades a depositar en vertederos con una serie de técnicas de reducción y tratamiento, como la incineración, aunque hay que tener en cuenta que este proceso también genera contaminación atmosférica, y las cenizas requieren un tratamiento y eliminación adecuada. Esto se puede y debe tener en cuenta en programas integrados de protección ambiental. La prohibición indiscriminada de eliminación de vertidos peligrosos en el terreno, conduce a la exportación de residuos peligrosos a otras zonas en las que se permita, lo que además de ser injusto, aumenta el riesgo por transporte, y disminuye la protección total del medio ambiente. Es esencial la elaboración de programas de protección de las aguas subterráneas que desarrollen el tratamiento, almacenamiento, y eliminación de residuos que incluya como elemento esencial la minimización, (NRC, 1986).

Fuentes puntuales

Tanques enterrados.

Los tanques enterrados de almacenamiento de productos químicos o petrolíferos deben cumplir unas exigencias técnicas mínimas para evitar su corrosión como es disponer de protección catódi-

ca. También deben tomarse medidas para evitar pérdidas durante el llenado y operación, y llevar un control de estas. En noviembre de 1997 se retiraron en EEUU más de un millón de tanques, en vez de adaptarlos con protección catódica y otras mejoras. No obstante en Diciembre de 1998 se esperaba que aun quedarían del orden de 500.000 sin cumplir las nuevas exigencias de la EPA que además de los requisitos citados establece la exigencia de registros de entradas y salidas, detección de pérdidas, requisitos de limpieza después de un cierto tiempo de funcionamiento, y una provisión económica para hacer frente a responsabilidades financieras. A partir de esa fecha tendrán que reemplazarlos, retirarlos o acondicionarlos para que las cumplan, aunque esta última opción parece que es más cara que reemplazarlos por tanques nuevos que cumplan las exigencias. Otra de las opciones posibles es la instalación de tanques elevados. Los carburantes están generalmente compuestos por productos denominados BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno) que en general son biodegradables. Esto explica que no se haya producido una multitud de situaciones graves o desastrosas, PANKOW Y CHERRY, (1995). La EPA ha promulgado una directiva aplicable solo para productos petrolíferos sobre el uso de la atenuación natural. En ella se clasifican las manchas de contaminación como crecientes, decrecientes y estables. La atenuación natural puede ser suficiente para las estables o decrecientes, aunque la observación prolongada puede ser cara, (GEYER 1998; NYER Y DUFFIN 1997). A pesar de que muchos de los carburantes pueden ser biodegradables, estos son tóxicos y cancerígenos, y es necesario desarrollar y aplicar programas para tanques de almacenamiento subterráneo de carburantes y sustancias químicas tóxicas. Entre estas las más peligrosas son los solventes clorados.

Solventes clorados

Los solventes clorados densos o **DNAPL** (*dense non-aqueous phase liquids*) representan un peligro especial por su capacidad para movilizarse en el subsuelo, penetran fácilmente en las fracturas, tienen una volatilidad alta y se difunden rápidamente a través de su fase gaseosa, son muy difíciles de limpiar y de detectar, son muy poco degradables, y muchos de ellos son cancerígenos con concentraciones muy pequeñas, además y contrariamente a los productos petrolíferos no se pueden detectar por el olor o el gusto. Cantidades muy pequeñas son capaces de producir manchas de contaminación de grandes dimensiones. Es necesario regular adecuadamente su uso, y controlar las posibles pérdidas de este tipo de contaminantes.

Los solventes se utilizan ampliamente en muchas industrias, su uso es típico de la industria electrónica, la aeronáutica y militar en las que se usan como desengrasantes. Se puede predecir que en las zonas en las que existen centros de reparación o revisión de aviones existe contaminación con solventes clorados, y una de las zonas en las que se han producido contaminaciones más conocidas y estudiadas de estos productos se encuentra en el Valle de Santa Clara en California, el Silicon Valley célebre por la industria de hardware informático. Además de metales pesados, nitratos, tritio y materiales radiactivos las instalaciones militares de EEUU han producido contaminación por solventes clorados, y otros productos químicos. En la actualidad el Departamento de Energía de este país (DOE) ha establecido una oficina para la restauración ambiental y gestión de residuos, con unos programas muy amplio que también incluye la limpieza de acuíferos, cf. WARD et al(1997), PANKOW y CHERRY (1995) HARRIS y SKINNER (1991) citan el uso de estos compuestos en la industria del automóvil como desengrasantes. Más reciente se han utilizado percloroetileno y tricloroetano. La contaminación se suele producir por vertidos accidentales, filtraciones en depósitos

y por un manejo inadecuado. Además hay muchas industrias pequeñas, como por ejemplo las de limpieza en seco que utilizan estos productos y eliminan el producto usado vertiendo de forma regular pequeñas cantidades al desconocer los peligros que reporta. Es de notar que la concentración máxima permitida para ciertos productos por la EPA es de 5g/l, con lo que con muy pocos bidones se puede producir una mancha de contaminación muy extensa. En el Valle de San Fernando en California, que es una de las zonas donde se ha producido una contaminación más seria de solventes clorados, ha sido por su uso en la industria aeronáutica, y también en industrias pequeñas como son las de lavado en seco.

Fuentes no puntuales

Pesticidas. Nitratos.

Los insecticidas y pesticidas son peligrosos al haberse concebido como biocidas. Es necesario mantener un control de la distribución espacial y temporal de todos ellos. Puede ser conveniente restringir o prohibir el uso o sustitución de pesticidas cerca de los pozos de abastecimiento urbano. En algunos estados de EEUU los usuarios están obligados a informar sobre la localización y las cantidades aplicadas en algunas zonas, y en la mayoría de ellos existe un registro de pesticidas autorizados, o autorizados en ciertas zonas, según su peligrosidad, y las características de los suelos y los acuíferos. En California se lleva además un control detallado de 80 pesticidas designados como "restringidos" por su toxicidad. También en California algunos pesticidas sólo pueden ser aplicados por operadores autorizados que deben informar de los productos y las cantidades aplicadas en cada zona de forma detallada. En la Universidad de California en Davis se pueden generar a partir de esa información mapas detallados de cada zona del estado que indican la cantidad aplicada y la localización de cada uno de los pesticidas restringidos.

El que un pesticida llegue a las aguas subterráneas depende de las interacciones con el suelo, el flujo del agua en el suelo, y las características del pesticida. Estas interacciones determinan su persistencia y movilidad. No es raro que se produzca contaminación en acuíferos situados bajo suelos arenosos cuando se utilizan productos muy solubles. Por otra parte es mucho más difícil que esto ocurra con productos menos persistentes y que son adsorbidos fuertemente. Se debe prohibir el uso de pesticidas persistentes y con movilidad elevada en zonas con suelos inadecuados, donde existen acuíferos vulnerables. En España como hemos comentado es muy escasa la información sobre la contaminación por pesticidas.

La contaminación por pesticidas no hay que atribuirla exclusivamente a practicas agrícolas. En otros países, se han citado contaminaciones por atracina y simacina, o bromacil empleados como herbicidas en ferrocarriles y carreteras, y cada vez esta más extendida su utilización en jardines privados donde existe menos control sobre su uso, HARRIS y SKINNER (1991), STAKELBEEK, (1991).

Por muchas instituciones incluido el Instituto Valenciano de Investigaciones Agronómicas, IVIA, se han hecho y continúan haciéndose investigaciones sobre el comportamiento de los nitratos en su paso a través del suelo y la zona no saturada, que permiten disminuir el aporte de nitra-

tos al acuífero por la aplicación de fertilizantes de lixiviado lento y haciéndolo en las épocas adecuadas en las que se necesita para el crecimiento de las plantas.

La directiva de nitratos de la Comunidad Europea requiere la designación de áreas vulnerables, y el establecimiento de códigos de buenas prácticas agrícolas cuando el contenido de nitratos supere 50 ppm. En el Reino Unido se han declarado zonas sensibles a los nitratos y se ha animado a los agricultores de estas áreas a que acepten unos esquemas de gestión agrícola a cambio de compensaciones económicas para compensar las perdidas de producción, HARRIS y SKINNER (1991). Esta directiva se ha traspuesto en España con más de dos años de retraso, y aun no se han designado las zonas vulnerables, ni establecido los códigos de buenas prácticas agrícolas, por lo que se ha abierto expediente sancionador a España. Esta Directiva parece que también presenta dificultades de aplicación en muchos países por la resistencia de los agricultores a aceptar controles o imposiciones sobre el uso de fertilizantes. Sin duda la colaboración de los agricultores es imprescindible para el control de la contaminación por nitratos.

Regulaciones, control y vigilancia

Normas de construcción y abandono de pozos. Normas sobre actividades potencialmente contaminantes.

En muchos casos los pozos o sondeos pueden crear un camino para la contaminación. Esto puede suceder cuando hay varios acuíferos superpuestos, y la perforación está ranurada en más de uno de ellos. Con frecuencia los potenciales hidráulicos son distintos, lo que produce un flujo vertical desde el acuífero de mayor nivel piezométrico hacia el de niveles más bajos. Esto puede producir la penetración en los acuíferos inferiores de contaminantes que puedan existir en los acuíferos más superficiales, que son más vulnerables a la contaminación. En cualquier caso el bombeo produce cambios de nivel en los acuíferos, más o menos permanentes. Cambios que en general son mayores en los acuíferos confinados, al ser su coeficiente de almacenamiento mucho menor que en los acuíferos libres. Lo mismo puede suceder con acuíferos libres en los que existe componente vertical de flujo, o se crea por su explotación. En estos parece que en general la rejilla se debe colocar lo más profunda posible para estar al abrigo de la entrada de contaminantes. Aunque lo deseable es proyectar los pozos teniendo en cuenta los detalles del flujo subterráneo, la composición química del agua, y como se puede modificar con la explotación de las aguas subterráneas, o por otras razones, como la puesta en riego de nuevas zonas, la construcción de pavimentos o estructuras impermeables en zonas de recarga, las modificaciones en el regimen hidrológico de los ríos, etc.

En zonas urbanas o con actividad industrial es imprescindible sellar con cuidado el anular del pozo para evitar la entrada de líquidos o vertidos. Esto también es conveniente en zonas cultivadas o ajardinadas en las que se utilicen fertilizantes y pesticidas.

Las técnicas de construcción de los pozos no siempre son aceptables. Con frecuencia los usuarios procuran ahorros en la perforación de pozos que conllevan a que el pozo tenga que abandonarse a los pocos años por problemas de incrustación, corrosión, taponado de rejillas, o defectos en los filtros que provocan la entrada de arena con las consecuentes averías de las bombas. Los pozos

abandonados son peligrosos al permitir la penetración de todo tipo de vertidos líquidos y también sólidos.

Parece evidente que al menos hacen falta unas normas mínimas de construcción, acabado y abandono de pozos que sea de cumplimiento obligatorio. En los casos en los que exista un conocimiento mayor de las características hidrogeológicas locales, se deben imponer normas especificas para ese acuífero o zona, y en cualquier caso debería obligarse en las concesiones de explotación de acuíferos a que los pozos cumpliesen esas normas concretas.

En algunos acuíferos, como en el de la Plana de Valencia, y en la mayor parte de los acuíferos costeros, pueden ser imprescindibles para evitar que la perforación sirva de vía de penetración del contaminante.

Lo mismo puede decirse sobre normas de proyecto y construcción de vertederos, de impermeabilización de balsas de vertidos y sobre su mantenimiento, normas para el riego con aguas residuales, aplicación de vertidos en el terreno, manejo y almacenamiento de pesticidas o productos tóxicos, proyecto de depósitos enterrados de gasolina u otros productos.

Redes de observación y control de la contaminación.

Puede ser necesario instalarlas de dos tipos: de observación y de evaluación o alarma. Las primeras tienen como objetivo controlar la evolución de la calidad ambiental del agua subterránea. También pueden servir para detectar la evolución de la contaminación por fuentes distribuidas. Deben estar operadas por la administración, y se deben analizar los resultados anualmente, y publicarlos en anuarios hidrológicos.

Las redes de alarma relacionadas con alguna actividad potencialmente contaminante sujeta a permiso o concesión administrativa, podrían quedar bajo la responsabilidad y mantenimiento de los operadores de la instalación. Se deben exigir informes periódicos de su funcionamiento que pueden en algunos casos contrastarse por la administración responsable.

Inventario permanente de fuentes de contaminación

Es recomendable establecer inventarios permanentes y actualizados de fuentes de contaminación que contengan no sólo las fuentes tradicionales como descargas industriales, vertederos, tanques de almacenamiento subterráneo de productos químicos, petrolíferos, insecticidas, herbicidas y fungicidas, sino también otros tipos de fuentes contaminantes que puedan tener relevancia, como las relacionadas con el transporte de productos contaminantes, operaciones de perforación, minería, u otras. Seria conveniente prestar atención especial a posibles actividades contaminantes desaparecidas, como vertederos clausurados o fábricas inactivas en las que se hayan empleado solventes u otros productos tóxicos, no degradables y que puedan tener persistencia.

COMPLEJIDAD Y DIFICULTAD DE LA PROTECCIÓN CONTRA LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS

El agua subterránea en una sociedad desarrollada está afectada por multitud de actividades que pueden contaminarla y hacer difícil el desarrollo de programas efectivos de protección de los acuíferos. Los intereses y aspectos sociales, administrativos, económicos y legales complican aun más la situación por el gran número de actores y actividades que intervienen en la mayoría de los casos. Además, la existencia de otros programas para proteger otros sectores del medio ambiente complica el esfuerzo que hay que realizar para conseguir que sea prioritaria la protección de las aguas subterráneas coordinándola con una protección ambiental integrada (NRC, 1986).

La distribución por el territorio de las actividades potencialmente contaminantes y las implicaciones que ocasionan tanto los episodios de contaminación como las intervenciones de protección necesarias hacen imprescindible la participación de los agentes interesados y en particular de las administraciones autonómicas y locales. Estas administraciones tienen competencias y programas distintos en cada autonomía y con frecuencia no están coordinados con la administración central. Un programa para la protección del agua subterránea debe tener en cuenta la participación de estas administraciones, y los mecanismos que permitan mejorar la coordinación. Además, el agua subterránea es afectada y afecta a otros componentes del medio ambiente: al suelo, a las aguas superficiales y al aire. Los programas contra la contaminación del agua subterránea deben eliminar o reducir las fuentes que la contaminan. El transferir la contaminación a otro medio como el aire o las aguas superficiales no resuelve los problemas.

Es muy difícil controlar todas las actividades capaces de contaminar, pero hay que tratar de evitar por todos los medios que se contaminen los acuíferos. La limpieza de suelos y acuíferos contaminados es muy cara y difícil, y normalmente requiere muchos años. En algunos casos es casi imposible. En España sólo se tiene noticia de la limpieza de un vertido de gasolina en el aluvial del Llobregat por la rotura de un oleoducto provocada por un acto terrorista, (CUSTODIO et al. 1993). Dado el elevado costo de estas operaciones lo más probable es que al menos en un futuro próximo no se realicen muchas limpiezas de acuíferos en España. También es cierto que como con otras actividades que deterioran otros componentes del medio ambiente hay una falta de solidaridad evidente. Es necesario realizar campañas bien planeadas para hacer entender cuáles son los peligros de la contaminación de las aguas subterráneas y cómo se pueden evitar, además de campañas de concienciación ciudadana.

Se debe analizar la posibilidad de aplicar programas de educación e información e incentivos económicos para la reducción de posibles fuentes de contaminación. Para evitar la eliminación inadecuada de algunos residuos caseros y otros residuos en otras actividades muy localizadas, puede ser interesante usar estrategias adecuadas para su recogida.

ESTABLECIMIENTO DE PROGRAMAS DE PROTECCIÓN PERMANENTE DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Además de dotar a las agencias encargadas con una estructura institucional estable; con personal con formación hidrogeológica y ambiental adecuada, es necesario establecer mecanismos y estrategias de financiación para sostener una actividad estable. Estos han de estar adecuados a la

importancia de los problemas existentes y previsibles. Las labores a realizar por estas instituciones deben plasmarse en planes de tipo nacional. Hay que tener presente la importancia de las implicaciones y las restricciones que pueden suponer en multitud de actividades, y la necesidad de coordinación entre organismos de tipo nacional, autonómico y local. Para que sean creíbles, y tener el apoyo ciudadano, es necesaria la participación e implicación de los distintos grupos interesados y que así estos puedan entender, apoyar y colaborar en la eficacia de los programas.

Además del control del uso del suelo, es necesario establecer, tramitar, valorar y contrastar el funcionamiento de las autorizaciones, permisos o limitaciones relativas a efluentes, zonas de descarga, regulaciones sobre normas de construcción y abandono de pozos, reciclado y reutilización del agua, construcción de vertederos, de impermeabilizaciones de balsas de vertido y su mantenimiento, riego con aguas residuales o aplicación de vertidos en el suelo. Es necesario prescribir prácticas para gestionar la contaminación no puntual, para el manejo de pesticidas o productos tóxicos, para el proyecto de depósitos enterrados de productos petrolíferos o químicos, y otras actividades.

Estas actividades deben estar sujetas a permiso o autorización administrativa, y requerirán la instalación de redes de sondeos de observación de la contaminación y calidad del agua. Estas redes podrían quedar bajo la responsabilidad de los operadores de la actividad que ocasiona el vertido, con la obligación de mantenerlas y operarlas y de informar periódicamente a la Administración de su funcionamiento.

LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA PLANIFICACIÓN HIDRÁULICA.

La preocupación ambiental de los Planes Hidrológicos de Cuenca aprobados es escasa y está muy lejos de seguir las tendencias de los países más avanzados. Y no sólo porque consideren de forma inadecuada a las aguas subterráneas y sus posibilidades de utilización que inducen a adoptar alternativas menos eficientes, sino porque entre sus objetivos no es prioritaria, sino marginal, la necesidad de mantener la calidad del agua y preservarla de la contaminación; y tampoco lo son los aspectos ambientales. El mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas, y el de las superficiales, es vital en un país de recursos escasos como es el nuestro. En las zonas con escasez de recursos, el deterioro de la calidad o la contaminación representa una disminución efectiva de disponibilidades, y es preciso realizar una gestión conjunta de todos los recursos que contemple tanto la cantidad como la calidad (SHUVAL, 1980). La utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas presenta más oportunidades de conseguir aumentar las disponibilidades y mejorar la calidad del agua (WIENER, 1980). Es una postura absolutamente distinta de la que se propugna en la mayoría de los Planes de Cuenca, que para solucionar los problemas confían absolutamente en soluciones de tipo estructural. En opinión del autor de este trabajo estos planes no responden a las necesidades actuales y futuras de nuestro país. Cualquier alternativa para realizar una planificación hidrológica moderna debería pasar por cerrar con siete llaves las ideas de Joaquín Costa. Si consideramos que en España son inviables sin un fuerte subsidio, la mayoría de los proyectos de riego; que existen excedentes agrícolas importantes, que la tendencia de la Política Agraria Común es la de reducir la producción agrícola, y que la orientación del Plan de Regadíos no es en absoluto expansionista, no parece oportuno ejercer una presión adicional sobre un recurso escaso, caro y sensible, cuya calidad se resentiría ante un aumento importante de los riegos. Y si no es para aumentar los riegos, (el Plan de Riegos plantea el aumento de estos en unas 180.000 has), no son necesarios en absoluto los trasvases, ni la mayoría de las obras que se proponen en los planes.

Un elemento importante para conseguir una gestión eficaz del agua sería transformar los organismos de cuenca de organismos de fomento en organismos de gestión de la cantidad y calidad del agua. Me parece muy acertada la observación de HOWE (1990), que dice "sigue siendo cierto que las decisiones responsables requieren una participación política amplia canalizada a través de instituciones adecuadas. Las instituciones deben cambiar respondiendo al cambio en la valoración publica. El cambio institucional es costoso pero vital. La democracia desafortunadamente para algunos es complicada y costosa, pero es mejor que sigamos objetivos acertados de forma algo ineficiente que unos equivocados de forma eficiente".

Los programas de protección de las aguas subterráneas son sin duda la estrategia menos costosa y más favorable para la salud pública y el medio ambiente. Deben tener una autoridad legal e institucional adecuada, y estructuras estables para ser efectivos. Deben incluir a) una instrumentación legal adecuada; b) financiación asegurada a largo plazo; c) personal suficiente; y d) estrategias de operación estables y mecanismos de financiación para que la actividad perdure.

¿QUO VADIMUS?

Parece claro hay que cambiar el rumbo y modificar la actitud sobre las aguas subterráneas y la conservación de su calidad. El "laisez fair" actual conduce irremediablemente a la degradación a largo plazo de la calidad de los acuíferos. Es algo inaceptable no sólo porque suponen un porcentaje muy significativo de la satisfacción actual de la demanda. Sino porque su contaminación impediría además aprovecharlos conjuntamente con los recursos y componentes superficiales para conseguir las ventajas de una gestión más eficaz que todavía está lejos de realizarse. También tiene que tenerse en cuenta si consideramos la tantas veces proclamada unidad del ciclo hidrológico que la contaminación de las aguas subterráneas se trasladaría a las superficiales. Seria un proceso largo, pero en definitiva conduciría a una degradación ambiental progresiva.

Independientemente de que sea ya urgente tomar medidas en algunas zonas donde existen en la actualidad actividades que están produciendo contaminación, hace falta un cambio de actitud que haga posible la creación de los instrumentos y equipos humanos para prevenirla y abordar adecuadamente los múltiples problemas existentes y los que pueden surgir. Ello implica la necesidad de convencer y concienciar a los responsables políticos, a los de las administraciones, central, autonómica y local, a los usuarios y la sociedad en general. Algo de lo que todavía estamos lejos.

Sin duda también harán falta cambios legales, pero tendrán que ser progresivos y han de ser precedidos por el convencimiento y la decisión firme de las autoridades ambientales y de los administradores del agua de proteger las aguas subterráneas de la contaminación. El promulgar leyes sin proveer el personal, los medios y los programas para cumplir los objetivos que se pretende alcanzar es engañoso y estéril.

Con la legislación actual parece que es difícil atajar algunos casos de contaminación de acuíferos que se realiza dentro de las instalaciones de una industria o propiedad privada. Sí parece urgente buscar una solución legal, respetuosa con todos los derechos, para eliminar muchos de estos casos que pueden producir daños irreparables al bien común, y además suponen un peligro evidente para la salud publica. Esto también puede ser aleccionador para indicar claramente a los infractores, conscientes o inadvertidos, cuales son los límites que no se pueden traspasar en este tema.

La incorporación de personal tambien tiene que ser progresiva. Entre otras cosas por la carencia de técnicos con formación suficiente. Los técnicos para abordar la contaminación de las aguas subterráneas no solo precisan una formación específica y más especializada que los trabajos clásicos en esta materia, sino que además con mucha frecuencia requieren un análisis de los aspectos del flujo subterráneo mucho más detallado que el habitual. Una de las tareas de este personal será la de establecer, tramitar y valorar las peticiones, autorizaciones o concesiones, sobre vertederos o actividades contaminantes, y los estudios que reglamentariamente se realicen por las entidades solicitantes. Igualmente habrán de analizar el comportamiento de las mismas de acuerdo con la información que se recoja de las redes de observación que se prescriba en cada caso.

Es necesario deslindar y definir las competencias y responsabilidades de las distintas administraciones, incluida la local, y será preciso realizar un esfuerzo muy importante de coordinación. No es obvio lo que hay que hacer en cada caso porque las competencias están además repartidas entre varios departamentos y organismos de las diversas administraciones.

Hay que adoptar objetivos claros, que no pueden limitarse a la conservación de una parte de los acuíferos, la afectada o situada en el entorno más o menos amplio de las captaciones para abastecimientos públicos, aunque se amplíe a la posible expansión de estos. Es preciso adoptar criterios que limiten la degradación de los acuíferos que debieran acercarse al criterio que se ha denominado como degradación limitada.

Es necesario implantar progresivamente programas de tipo nacional; en primer lugar para conocer la situación de los acuíferos con respecto a la contaminación, tales como inventario de actividades contaminantes, contaminación por insecticidas y pesticidas, contaminación producida por productos petrolíferos, etc. Posteriormente se desarrollarían e implantarían normas para la gestión de las actividades contaminantes como el manejo de pesticidas o productos tóxicos, proyecto de vertederos de residuos sólidos urbanos, de residuos tóxicos, de construcción y abandono de pozos, etc. Normas que pueden tener carácter nacional, pero que en su defecto también pueden ser impuestas en algunos casos por las administraciones autonómicas o locales, que pueden tomar en consideración las características hidrogeológicas o de usos del suelo existentes.

No son tareas fáciles ni exentas de dificultades, que posiblemente tendrán que estar sujetas a rectificaciones y cambios, pero de las que ya hay una experiencia importante en muchos países de los que podemos aprender para evitar los errores que ya han superado.

BIBLIOGRAFÍA

ADAMS, B.,FOSTER, S.S.D and Mice, C (1991). *Land surface zoning for groundwater protection*, British Geological Survey, U.K. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

ARVIN, E. and FLYVBJERG, J. (1991). *Groundwater pollution arising from the disposal of creosote waste*, Technical University of Denmark, Lyngby. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

CABRERA, E. (1991). *Los abastecimientos urbanos.* En Recursos y Planificación Hidráulica. La Comunitat Valenciana en L´Europa Unida. Generalitat Valenciana, 73-82.

CAPILLA, J.E., GÓMEZ-HERNANDEZ, J.J., and SAHUQUILLO, A. (1998) *Stochastic simulation of transmissivity fields conditional to both transmissivity and piezometric data. 2. Demostration on a synnthetic aquifer.* Journal of Hydrology 203 175- 188.

CUSTODIO, E. (1991) *Some aspects of Groundwater Pollution in Spain. The Institution of Water and Environmental Management.* Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

CUSTODIO, E., CARRERA, J., SÁNCHEZ-VILA, X., MEDINA, A., MANZANO, M. Y GALARZA, G. (1993) *Modeling a large oil spill in the aquifer of the Llobregat Lover Valley*, Barcelona, Environmental Pollution, ICEP 2, pp 369-376.

D'ARRAS, D. AND SUZANNE, P. (1991). *Protection des ressources en eau - aspects legaux et operationnels*, Lyonnaise des Eaux-Dumez, France. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

Foster, S.S.D. (1985) *Groundwater pollution protection in developing countries. In theoretical Background Hydrogeology and Practice of Groundwater Protection Zones.* V6 IAH. International Contributions to Hydrogeology. Ed. Heise.

GEYER, W. (1998) *Out of sight, out of Time*, Civil Engineering March.

GÓMEZ-HERNANDEZ, J.J, CAPILLA, J.E., and SAHUQUILLO, A. (1998) *Stochastic simulation of transmissivity fields conditional to both transmissivity and piezometric data. 1.Theory.*. Journal of Hydrology 203 162-174.

HARRIS, R.C. and SKINNER, A.C. (1991). *Controlling diffuse pollution of groundwater from agriculture and industry*, National Rivers Authority Severn Trent Region, U.K. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

HENDERSON, T.R., TRAUBERMAN, J. Y GALLAGER, T.H. (1984) *Groundwater Strategies for State Action.* The Environmental Law Institute, Washington, D.C.

HORSLEY, S.W. (1997) *California moves ahead with Wellhead/Source Water Protection Program*, Ground Water Monitoring Rewiw.

HOWE, C.W. (1990) *Technology, Institutions, and Politics: Still Out of Balance*, Water Resources Research, Vol. 26, No. 10 pp 2249-2250.

ITGE (1985). Calidad y contaminación de las aguas subterraneas en España. Informe de sintesis.

JOB, C. (1997) *Asumary of state Wellhead Protection Programs*, Ground Water Monitoring Rewiw.

KERNS, W.R. (1977) *Public Policy on Groundwater Quality Protection. Proceedings of a National Conference.* Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.

LEGRAND, H.E. Y ROSEN, L. (1992) *Common Sense in Ground-Water Protection and Management in the United States.* Groundwater. Vol. 30, nº 6.

MOPUT (1992, y 1995) *Informe sobre el Medio Ambiente en España.*

NRC (1991) *Opportunities in the Hydrological Sciences*, Committee on opportunities in the Hydrological

Sciences. Water Science and Technology Board. Commission on Geosciences, Environment and Resources. National Resources Council. National Academic Press.

NRC (1986). *Ground Water Quality Protection. State and Local Strategies.* Committee on Ground Water Quality Protection. National Academy Press. Washington, D.C

NYER, E.K. y DUFFIN, M.E. (1997) *The State of the Art of Bioremediation*, Ground Water Monitoring Rewiw.

PAGE, G.W. De. (1987) *Planning for Groundwater Protection.* Academic Press.

PANKOW, F. y CHERRY, J.A. (1995) *Dense Chlorinated Solvents and other NAPLS in Groundwater: History, Behavior, and Remediation.* Wareloo Press

ROUX, J.C. (1991). *Evolution des pollutions d'eau souterraine en France*, Bureau de Recherches Geologiques et Minieres, France. Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

SAHUQUILLO, A. (1994 a). *Protección, detección y control de la contaminación de acuíferos.* En *Análisis de la contaminación de las Aguas Subterráneas*, AIH-GE.

SAHUQUILLO, A. (1994 b). *La contaminación de las aguas subterráneas. Situación en España*, Ingeniería del Agua. vol. 1 No. 3 pp 31-40.

SAHUQUILLO, A. (1994 c). *El tratamiento de las aguas subterráneas en el Plan Hidrológico Nacional*, ROP, Enero, pp 41-54.

SAHUQUILLO,A., CAPILLA, J.E., GÓMEZ-HERNANDEZ, J.J., ANDREU,J. (1992) *Conditional simulation of transmissivity fields honouring piezometric head data* . In: W.R. Blair, E. Cabrera, (Eds) Hydraulic engineering Software IV, Fluid Flow Modeling, Vol II, pp. 201-214. Elsevier, Oxford.

SANCHIS, E. (1991). *Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, Balance y evolución espacial y temporal.* Generalitat Valenciana. Conselleria d´ Administració Pública.

SCHELEYER, R., MILDE, G. AND MILDE, K. (1991). *Development of aquifer protection policy in Germany*, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Health Office, Germany. . Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

SHUVAL, H. (1980) *Water Quality Management under Conditions of Scarcity.* Academic Press.

SOROOSHIAN, S. (1993) *Editorial.* Water Resources Research. Vol. 29, No. 1 pp 1-3.

STAKELBEEK, A. (1991). *Groundwater pollution, control and management*, NV PWN Water Supply Company North Holland, The Netherlands. . Annual Symposium 1991. "Groundwater pollution and aquifer protection in Europe".

VARSHNEY, P., SUNTADAY TIM, U. y ANDERSON, C.E. (1992) *Risk-Based Evaluation of Groundwater Contamination by Agricultural Pesticides.* Groundwater. Vol. 31, No. 3 pp 356-362.

WARD, C.H., CHERRY, J.A. y SCALF, M.R. (1997) *Subsurface Restoration*, Ann Arbor Press.

Wiener, A. (1980) *Levels of Control in Water Quality Management under Conditions of Scarcity.* In Shuval, H. Water Quality Management. Academic Press.

CONSIDERACIONES FINALES

Las aguas subterráneas en España constituyen un recurso de gran valor socio-económico, estratégico y medioambiental. Un tercio de la población se abastece con aguas subterráneas y casi la tercera parte del regadío español - el más rentable - se suministra con extracciones desde los acuíferos. Las aguas subterráneas son además un recurso de gran valor estratégico; en muchas regiones de nuestro país las aguas subterráneas constituyen la única fuente natural de suministro. La gran magnitud de las reservas subterráneas, que supera ampliamente a la que pueden proporcionar todos los actuales embalses españoles, confiere a los acuíferos un gran valor estratégico como reservas de emergencia en épocas de sequía (tan frecuentes en nuestro país). Los ecosistemas más emblemáticos de nuestro país como los de Doñana y Daimiel así como un gran número de zonas húmedas y bosques de galería se sustentan gracias al aporte de las aguas subterráneas en el marco de un frágil equilibrio hidro-eco-biológico. El papel socio-económico, estratégico y medio-ambiental de las aguas subterráneas puede verse seriamente afectado como consecuencia de los procesos de contaminación. La contaminación de las aguas subterráneas se está convirtiendo en algunas zonas de España en un grave problema. El deterioro de la calidad de las aguas subterráneas producido por la contaminación, además de tener incidencia sobre la salud pública y el medio ambiente, puede representar una disminución efectiva de posibilidades. Esto hace que el mantenimiento de la calidad sea vital en general, pero más especialmente en zonas con recursos escasos. De las exposiciones y debates llevados a cabo en las jornadas se derivan las siguientes conclusiones.

1. En los países más desarrollados ha aumentado de forma considerable en los últimos años la atención de las administraciones públicas, tanto de carácter nacional como regional o local, al estudio, prevención y control de la contaminación de las aguas subterráneas. En esos países las administraciones públicas han reforzado las medidas administrativas y legales, y los medios facultativos y las dotaciones presupuestarias para preservar de la contaminación a los acuíferos. También ha sido considerable el número de trabajos publicados sobre este tema en las revistas científicas de mayor prestigio.

2. A este problema no se le ha dedicado en España la atención que merece. Se carece de información suficiente sobre la magnitud de la contaminación, existiendo muy pocos estudios de detalle a escala nacional y una carencia casi total de personal en las administraciones central y autonómica. No hay programas de tipo nacional relacionados con la contaminación de los acuíferos. La eliminación de los residuos se hace sin considerar los posibles efectos contaminantes sobre las aguas subterráneas, realizándose vertidos sólidos y líquidos en zonas que pueden llegar a contaminar a acuíferos que se utilizan para abastecimiento humano sin que la Administración ejerza acciones para impedirlo. Incluso es práctica habitual en algunas zonas la realización de sondeos para eliminar residuos inyectándolos en acuíferos que se uti-

lizan para abastecimientos de poblaciones. Esta situación se produce a pesar de lo dispuesto en los capítulos 1 y 2 del Título V de la Ley de Aguas. Desgraciadamente la reforma de la Ley de Aguas que está preparando el gobierno actual no ha sido acompañada por la definición de objetivos claros, la elaboración de programas de actuación adecuados, ni por la dotación de medios humanos y financieros para poder llevar a cabo los objetivos perseguidos con su promulgación. La única excepción que se conoce es la de la Junta de Sanejament de la Generalitat de Cataluña que, con un equipo humano reducido, ha sido capaz en pocos años de empezar a hacer frente a los problemas más urgentes de contaminación de acuíferos. Aunque sus tareas tendrán que extenderse y ampliarse, es un estímulo y un ejemplo importante para el resto del país al haber demostrado que ese tipo de tareas no sólo es posible realizarlas sino que además deberían ser exigidas por la sociedad.

3. La limpieza de acuíferos contaminados es muy cara y difícil, y normalmente requiere muchos años. En algunos casos es casi imposible, lo que supone una pérdida que en zonas con recursos de agua escasos puede ser insustituible. Es muy difícil controlar todas las actividades capaces de contaminar las aguas subterráneas en un territorio extenso, pero hay que evitarlo en la medida de lo posible. En la mayor parte de los casos se produce por desconocimiento de las actividades capaces de producir la contaminación, aunque sin duda es cierto que en ocasiones hay una falta de solidaridad evidente. Es necesario realizar campañas educativas bien planeadas para hacer entender a la opinión pública cuales son los peligros de la contaminación de las aguas subterráneas, y como se pueden evitar o paliar. Estas campañas deben comenzar en la escuela y extenderse a toda la ciudadanía. También se debe analizar la conveniencia de aplicar programas de educación e incentivos económicos para reducir posibles fuentes de contaminación.

4. Se han discutido diversas estrategias de protección, control y gestión de los aspectos de las aguas subterráneas, contando con la inestimable colaboración de técnicos de diferentes administraciones, profesionales españoles y expertos internacionales con amplia experiencia. La protección de las aguas subterráneas tiene una relación muy estrecha con otras planificaciones sectoriales (agraria e industrial entre otras), con la ordenación de usos del territorio y el ordenamiento urbanístico. Esta interelación se traduce en dificultades serias a la hora de implementar las medidas de protección ya que las competencias sobre las distintas planificaciones están repartidas entre las diferentes administraciones. Por un lado, la planificación hidrológica es competencia de las Confederaciones Hidrográficas, por otro la mayoría de Comunidades Autónomas tienen transferidas las competencias de agricultura, industria y medio ambiente. Las administraciones provinciales y locales tienen las competencias sobre ordenación urbana y del territorio. Esta maraña de competencias supone una seria dificultad para la implantación de las necesarias medidas de protección de las aguas subterráneas. Es necesario establecer mecanismos que garanticen la coordinación entre las actuaciones de las distintas administraciones y organismos implicados.

5. Se debe dotar a las distintas agencias responsables de la conservación de la calidad de las aguas subterráneas con una estructura estable, con personal con formación hidrogeológica y ambiental adecuada, y establecer mecanismos y estrategias de financiación para mantener una actividad sin altibajos coyunturales.

6. Se deben establecer planes nacionales, regulaciones y normas que contribuyan a mejorar el conocimiento de la contaminación de nuestros acuíferos, y ayuden a protegerlos de actividades potencialmente contaminantes. Es urgente promulgar normas de construcción y abandono de pozos para evitar que en su funcionamiento, o una vez abandonados constituyan una vía de acceso de contaminantes. Lo mismo puede decirse sobre normas de proyecto y construcción de los vertederos de residuos urbanos e industriales, de impermeabilización de balsas de vertidos, normas de riego con aguas residuales, aplicación de vertidos en el terreno, manejo y almacenamiento de pesticidas y productos tóxicos, proyecto de depósitos enterrados de carburantes u otros productos tóxicos, y otras actividades contaminantes. Igualmente se debe definir el contenido y detalles mínimos de los estudios hidrogeológicos y los sondeos de observación exigibles en estas actividades, cuyas instalaciones deberían estar sujetas a permiso o concesión administrativa.

7. Es conveniente el establecimiento de perímetros de protección para proteger las captaciones de agua potable de la contaminación. En ellos se establecen una serie de zonas en las que se aumentan las restricciones de ciertas actividades conforme disminuye la distancia a los pozos. La experiencia ha demostrado que en cualquier país es difícil de llevar a la práctica la aprobación de cada uno de ellos pues suponen limitaciones serias al derecho de propiedad.

8. En cualquier caso los perímetros de protección son actuaciones muy concretas que no pueden sustituir a la protección del conjunto de un determinado acuífero. Los programas de protección de las aguas subterráneas deben tender a eliminar o reducir las fuentes de contaminación de los acuíferos por alguno de estos métodos:

   a) Prohibición de ciertos productos o actividades.
   b) Regulando la producción, transporte, almacenamiento y eliminación o aislamiento de residuos peligrosos.
   c) Situando ciertas actividades fuera de zonas sensibles (por medio de controles del uso del suelo, permisos o regulaciones).
   d) Creando incentivos al uso de productos o tecnologías que afecten menos a las aguas subterráneas.
   e) Control de fuentes puntuales. Permisos, regulaciones. Exigencias técnicas, (protección catódica), control de fugas y pérdidas durante el llenado y operación de tanques. Limitaciones en los efluentes. Condiciones técnicas en el proyecto y construcción de vertederos y balsas de lixiviados.
   f) Dando incentivos para el reciclado y reutilización de ciertos productos.

9. En España no hay normativa para evitar la corrosión de los tanques enterrados de almacenamiento de carburantes y otros productos tóxicos (como protección catódica) ni para evitar pérdidas durante el llenado y operación, así como sobre el control de pérdidas. El que no se hayan detectado multitud de casos de contaminación se debe sin duda a que los carburantes son más o menos biodegradables lo que sin duda ha producido en muchos casos un efecto atenuante. Pero el hecho de que sean tóxicos y cancerígenos hace que sea urgente promulgar normas estrictas para los tanques enterrados de carburantes y productos tóxicos, entre los que están los solventes clorados.

10. Los solventes clorados densos representan un peligro especial por su capacidad para movilizarse en el subsuelo. Penetran fácilmente en las fracturas, tienen una volatilidad alta y se difunden rápidamente a través de la fase gaseosa. Son muy difíciles de limpiar y de detectar, son muy poco degradables, y muchos de ellos son cancerígenos. Es necesario regular adecuadamente su uso, y controlar las posibles pérdidas de este tipo de contaminantes. Los solventes se utilizan ampliamente en muchas industrias en las que se usan como desengrasantes. Hay muchas industrias pequeñas, como por ejemplo las de limpieza en seco que utilizan estos productos y eliminan el producto usado vertiendo de forma regular pequeñas cantidades al desconocer los peligros que comporta. Algunos productos son tóxicos con concentraciones extremadamente pequeñas por lo que con muy pocos bidones se puede producir una mancha de contaminación muy extensa.

11. La contaminación por nitratos afecta a un gran número de pozos situados en muchos de los acuíferos más significativos de nuestro país. Para atajar este problema que afecta a la mayoría de los países de la Unión Europea, el Consejo de Europa promulgó la Directiva Comunitaria 676/91 sobre nitratos. Esta Directiva, que fue el tema central de la primera mesa redonda de las jornadas, se traspuso a la legislación española con notable retraso (R.D. 261/1996). Durante la mesa redonda se ha constatado la persistencia de retrasos en la aplicación de esta directiva en lo relativo a la definición de zonas vulnerables y la elaboración de códigos de buenas prácticas agrícolas. Ambas obligaciones dependen de las C.C.A.A. que tienen traspasada la competencia en estas materias, y en el establecimiento de los programas de acción. La reincidencia en el cumplimiento de los plazos ha motivado que la Comisión haya iniciado un expediente sancionador contra España. Además, se aprecian serias discrepancias entre los criterios utilizados por las diferentes C.C.A.A. en la definición de zonas vulnerables. En algunos casos han sido fuertemente criticadas ya que podrían conducir a una contaminación progresiva de los acuíferos. En general, se reconoce que va a ser difícil asegurar el cumplimiento del Real Decreto que recoge la transposición de la directiva, que también ha encontrado dificultades de aplicación en otros países.

12. Se carece de información suficiente sobre la magnitud de la contaminación por productos fitosanitarios en los acuíferos españoles. En general, el conocimiento y el control de los plaguicidas en las aguas subterráneas es totalmente insuficiente e inadecuado, a pesar de su elevada toxicidad. Se ha reconocido la dificultad que plantea su determinación analítica. Por ello se recomienda realizar estadísticas detalladas de los productos utilizados, cantidades, formas de aplicación, y analizar la toxicidad, persistencia y bioacumulación. De esta forma se podrían acotar los productos que habría que controlar, restringir o incluso prohibir. No existe información sobre la utilización de estos productos en actividades como jardinería, o la limpieza de márgenes de carreteras o ferrocarriles.

13. El grado de conocimiento de los problemas de contaminación por residuos industriales y urbanos es totalmente inadecuado. Aunque la contaminación puntual con mucha probabilidad no es todavía grave en España, es casi seguro que existen muchas más zonas contaminadas que las detectadas hasta el momento. Hay que tener en cuenta que existen decenas, o cientos de miles de depósitos enterrados de gasolina, miles de vertederos de residuos urbanos e industriales, cientos o miles de lagunas de vertidos líquidos sin impermeabilización ni control. Muchos problemas de contaminación están relacionados con la elimina-

ción de residuos industriales. Es un problema sin resolver, y solamente existen unos pocos vertederos industriales pequeños, alguno de los cuales ha sido cerrado por estar mal gestionado, por falta de permisos administrativos, o por presión popular de tipo político. Es urgente establecer normativas para el estudio, proyecto y aprobación de todas estos tipos de instalaciones, además de establecer puntos de control de las aguas subterráneas en el entorno de las mismas.

14. Es recomendable establecer inventarios de posibles fuentes de contaminación de las aguas subterráneas que se deberían actualizar periódicamente. En estos inventarios sería conveniente prestar atención especial a posibles actividades contaminantes desaparecidas, como vertederos clausurados o fábricas inactivas en las que se hayan empleado solventes o productos tóxicos no degradables o que puedan tener persistencia.

A. Sahuquillo
Catedrático de la Universidad Politécnica de Valencia
Miembro del Consejo Nacional del Agua

J. Samper
Catedrático de la Universidad de La Coruña
Presidente AIH-GE

Las aguas subterráneas en España constituyen un recurso de gran valor socio-económico, estratégico y medioambiental. Un tercio de la población se abastece con aguas subterráneas y casi la tercera parte del regadío español se suministra con extracciones desde los acuíferos. Los ecosistemas más emblemáticos de nuestro país como los de Doñana y Daimiel así como un gran número de zonas húmedas y bosques de galería se sustentan gracias al aporte de las aguas subterráneas. El papel socio-económico, estratégico y medio-ambiental de las aguas subterráneas puede verse seriamente afectado como consecuencia de los procesos de contaminación. Las tendencias recientes en la normativa de la Unión Europea tienden a poner su énfasis en la protección de las aguas subterráneas. De hecho, el Programa Comunitario de Acción en Materia de Aguas Subterráneas (96/C 355/01) reconoce claramente que "la preservación de las aguas freáticas constituye el principal objetivo de la política hidrológica comunitaria". En el Borrador de la Directiva Comunitaria Marco del Agua, actualmente en fase de discusión por parte de los estados miembros, se establece que antes del 2010 se deberá alcanzar un "buen estado de las aguas subterráneas". Atendiendo al reto que estas tendencias supondrán en nuestro país, el Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos organizó en junio de 1998 unas Jornadas sobre "La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente". El presente texto recoge las actas de estas Jornadas que incluyen tanto las conferencias invitadas como los textos de dos mesas redondas, y de casi 40 comunicaciones libres que se han agrupado en los siguientes temas: (1) contaminación por actividades agrarias, (2) contaminación por actividades urbanas e industriales, (3) contaminación por vertederos y depósitos enterrados, (4) vulnerabilidad y protección de las aguas subterráneas y (5) aspectos técnico-legales. Se incluyen además los resúmenes de los debates y discusiones mantenidas en cada una de las sesiones. El lector encontrará en este texto una panorámica de la situación actual del grado de conocimiento y de los problemas que afectan a la calidad de las aguas subterráneas en España. Entre las principales conclusiones de las Jornadas hay que destacar la necesidad de incorporar los aspectos de calidad de las aguas subterráneas en la planificación y gestión del agua. Para ello será necesario fomentar medidas de concienciación social y de participación de los usuarios que permitan definir mecanismos y estrategias de protección de los recursos hídricos subterráneos en un marco de desarrollo sostenido y en armonía con el medio ambiente.