

Análisis de metodologías para la caracterización y remediación de acuíferos contaminados por líquidos en fase no acuosa (NAPLs)

Á. García García y C. Martínez Navarrete

Instituto Geológico y Minero de España. Ríos Rosas, 23. 28003 Madrid.
E-mails: al.garcia@igme.es - c.martinez@igme.es

RESUMEN

En España la contaminación de acuíferos por líquidos orgánicos inmiscibles en agua (NAPLs según su acrónimo en inglés) sigue siendo un problema pendiente. Tradicionalmente se ha prestado atención, de manera general, a la existencia de contaminación por fluidos de menor densidad que el agua (LNAPLs), debida a fugas en depósitos subterráneos de combustible o a vertidos de tipo accidental, que generalmente no penetran en la zona saturada de los acuíferos como fase inmiscible. Esta atención se ha centrado preferentemente en los problemas localizados en el suelo, asimilando éste en muchos estudios a la zona no saturada de los acuíferos. En este trabajo se llevan a cabo un análisis de la legislación aplicable y una revisión de las propiedades que controlan la migración de estos líquidos en el subsuelo así como de los métodos de caracterización y de remediación de la contaminación de acuíferos por NAPLs desarrollados y aplicados con éxito en numerosas investigaciones en países como Estados Unidos, el Reino Unido y Alemania, que pueden ser utilizados a nivel nacional. Esta revisión de normas y técnicas se fundamenta en la necesidad de adaptar la legislación española a los dictados de la Comunidad Europea en materia de monitorización, control y eliminación de este tipo de contaminación en las masas de agua así como en la necesidad de llevar a cabo trabajos de caracterización y remediación de la misma en zonas de desarrollo urbano e industrial, ya que su desarrollo es anormalmente limitado en el caso de España teniendo en cuenta la seriedad del problema.

Palabras clave: acuífero, caracterización, contaminación, líquido en fase no acuosa, remediación

Analysis of characterization and remediation methodologies for aquifers polluted with non aqueous phase liquids (NAPLs)

ABSTRACT

Aquifer pollution by organic liquids immiscible with water (NAPLs), is still an outstanding problem in Spain. Traditionally attention has been paid to existence of pollution produced by lower than water density fluids (LNAPLs), due to underground fuel storage tanks leakage or accidental spills, which usually do not penetrate in the saturated zone as an immiscible phase. Notably this attention has been centered in soils, considered as the vadose zone of the aquifers. In this paper an analysis of existing regulations and an overview of the properties that control these liquids underground migration and characterization and remediation technologies developed and successfully applied in other countries such as the USA, the United Kingdom and Germany for years which can also be used nationwide is made. This review has its foundation in the need to adapt spanish legislation to that of the European Community concerning monitoring, control and remediation of this pollution in water bodies and to carry on pollution characterization and remediation works in urban and industrial development areas due to an abnormally limited development in Spain taking into account the severity of the problem.

Key words: aquifer, characterization, non aqueous phase liquid, pollution, remediation

Introducción

En España la contaminación por líquidos en fase no acuosa (non aqueous phase liquids según su denominación en la bibliografía anglosajona o NAPLs según el acrónimo de este término), en su conjunto, ha sido objeto de escasa investigación, centrándose

el interés principal en la remediación de la contaminación de aquellos líquidos de densidad menor que el agua (LNAPLs), que en su mayoría proceden del petróleo, y que por tanto quedan limitados en su migración a la zona suprayacente al nivel freático en acuíferos libres.

La investigación en suelos es también uno de los

campos de interés actuales. Sin embargo la zona no saturada de los acuíferos es, en la mayoría de los casos, de una potencia muy superior a la del suelo en sentido edafológico estricto y éste no siempre es capaz de retener la totalidad de contaminantes no acuosos que se infiltran en el subsuelo y que alcanzan incluso la zona saturada.

Estos compuestos presentan generalmente solubilidades muy bajas en el agua pero aún así se superan los límites de potabilidad aceptados (USEPA, 1994). Además es imprescindible establecer una diferenciación entre aquéllos con una densidad menor que el agua (LNAPLs), generalmente hidrocarburos derivados del petróleo entre los que se incluye el propio petróleo crudo, y aquellos más densos que el agua (DNAPLs) que químicamente corresponden a compuestos semivolátiles, halogenados o no, y volátiles halogenados entre los que los disolventes clorados, de uso muy extendido, son los más comunes.

Este segundo grupo, que tradicionalmente no ha sido considerado en las investigaciones en España (García García y Martínez Navarrete, 2004), es el que presenta mayores dificultades técnicas tanto para su caracterización como para su eliminación de los acuíferos ya que es posible que penetren en profundidad en la zona saturada como fase inmisible y la contaminen en su totalidad, lo que en mayor o menor medida es aplicable a todo el conjunto de compuestos que se pueden incluir dentro de la denominación

“líquidos en fase no acuosa” puesto que algunos componentes de los LNAPLs pueden ser disueltos en la zona no saturada e incorporarse a la zona saturada. Asimismo hay que tener en cuenta que la existencia de vías preferentes de migración (GPRG, 2004), como fracturas o canales de disolución, junto con la posibilidad de existencia de contaminantes hasta en cuatro fases diferentes, sólida o adsorbida, líquida o disuelta, gaseosa (contaminantes orgánicos volátiles presentes en la zona no saturada) y libre o contaminante puro inmisible (frecuentemente residual y en acumulaciones), complica en mayor medida cualquier investigación relacionada con este tipo de contaminantes (figuras 1 y 2).

A estos factores es necesario añadir su demostrada perdurabilidad en el interior del acuífero (Rosell *et al.*, 2003), aun en casos en los que se han aplicado técnicas de remediación, y su peligrosidad para la salud y el medio ambiente, probada en algunos casos y sospechada en otros. Todo ello ha supuesto que en la actualidad a nivel mundial sea éste uno de los temas de mayor preocupación en lo concerniente a contaminación de las aguas subterráneas.

Sería, por tanto, recomendable establecer, tomando como referencia las normas legales vigentes, unas normas y criterios generalizados de actuación para la caracterización y posible remediación de la contaminación por NAPLs densos (DNAPLs) y ligeros (LNAPLs), tanto en la zona no saturada como en la

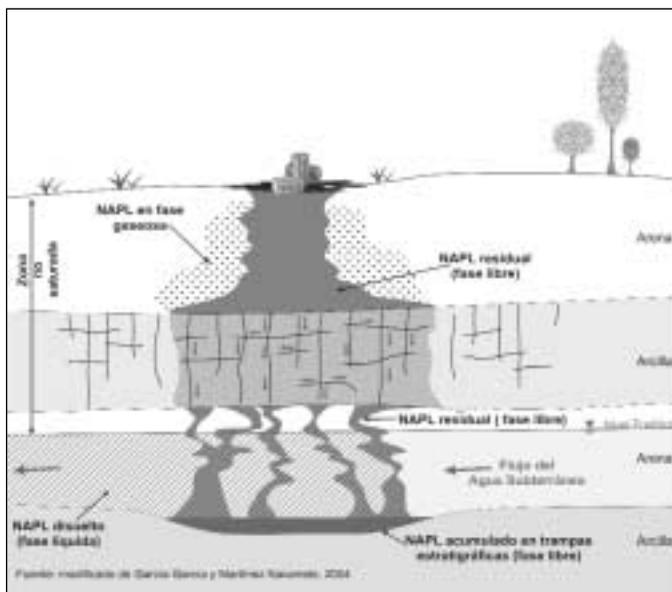


Fig. 1. Esquema de migración de las diferentes fases de un DNAPL en un acuífero

Fig. 1. Migration scheme for different phases of a DNAPL inside an aquifer

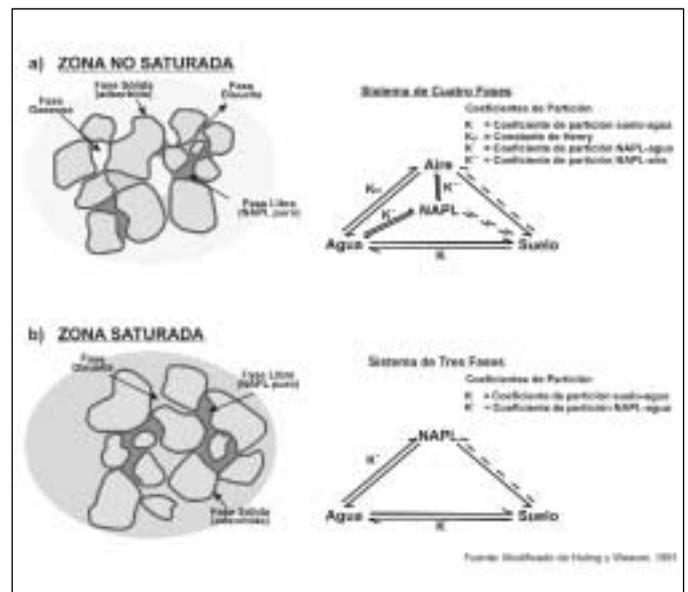


Fig. 2. Distribución de NAPL entre las fases potenciales en un escenario de contaminación

Fig. 2. Distribution of NAPL between the potential phases in a polluted site

zona saturada, teniendo en cuenta las diferencias existentes entre ambos tipos de compuestos y las modificaciones químicas que puede sufrir en el tiempo y el espacio cada compuesto individualizado o alguno de sus componentes, así como la amplia variedad de parámetros que les afectan en su migración a través de un acuífero desde su liberación en el medio.

Para llevar a cabo esta tarea se ha realizado una revisión actualizada de la legislación vigente, a nivel nacional y europeo, así como de las técnicas de caracterización y remediación tradicionales e innovadoras utilizadas en diferentes contextos en países como Estados Unidos, el Reino Unido y Alemania. Ésta última es fundamental para la mejora del conocimiento de los mecanismos de migración de los NAPLs en el subsuelo, la aplicabilidad de diferentes técnicas de descontaminación de los mismos en función del contexto hidrogeológico y las condiciones del vertido contaminante.

Encuadre legal

La legislación específica sobre NAPLs es limitada, por lo que es necesario tener en cuenta que la contaminación de las aguas subterráneas y los vertidos que pueden afectar a éstas se recogen en una extensa normativa aplicable también en el caso de la contaminación por NAPLs y que además en muchos casos la legislación aplicable está también vinculada a las aguas superficiales y a la protección de suelos (Pérez Sánchez, 2002). Dada la amplia variedad de normas no se hará referencia a los valores de referencia citados en ellas para las diferentes sustancias.

De manera general se puede considerar que las normas básicas aplicables a la contaminación de acuíferos por NAPLs en España son la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DOCE, 2000), y el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas (BOE, 2001).

La Directiva 2000/60/CE (DMA) y aquéllas adoptadas en el marco de ésta representan el principal instrumento de la Unión Europea para el control de los vertidos de sustancias peligrosas, que se definen como “[...] las sustancias o grupos de sustancias que son tóxicas, persistentes y pueden causar bioacumulación, así como otras sustancias o grupos de sustancias que entrañan un nivel de riesgo análogo”, y se establece la lista de sustancias prioritarias en la

Decisión N° 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de agua (DOCE, 2001), que incluye una amplia variedad de sustancias de solubilidad limitada en el agua. Los controles que se establecían en la Directiva 76/464/CEE (DOCE, 1976) han sido sustituidos, armonizados y desarrollados por esta Directiva 2000/60/CE y en virtud de ella deben establecerse medidas específicas a nivel comunitario contra la contaminación de las aguas causada por determinados contaminantes o grupos de contaminantes que representen un riesgo significativo para el medio acuático o a través de él, incluidos los riesgos de esta índole para las aguas utilizadas para captación de agua potable.

Además la DMA, en su artículo 17, hace referencia a las “*Estrategias para la prevención y el control de la contaminación de las aguas subterráneas*” a desarrollar en una futura Directiva sobre la protección de las aguas subterráneas, en tramitación en la fecha de realización del presente documento, que reemplace el vacío que dejará la derogación de la Directiva 80/68/CEE del Consejo (DOCE, 1980) en 2013.

Por su parte, el Real Decreto Legislativo 1/2001, indica la obligatoriedad de los planes hidrológicos de cuenca de considerar y conservar la calidad química de las aguas que son objeto de la Ley de Aguas, entre ellas las aguas subterráneas, así como las directrices para la protección de acuíferos (art. 42). Además de manera general considera los vertidos de aguas residuales, que en muchos casos incluyen NAPLs, al conjunto del dominio público hidráulico (arts. 42 y 55) y en el Título V, de la protección del dominio público hidráulico y de la calidad de las aguas continentales, se establece en el artículo 92 que es objetivo de la protección del dominio público hidráulico dentro de esta Ley: “*c) Impedir la acumulación de compuestos tóxicos o peligrosos en el subsuelo, capaces de contaminar las aguas subterráneas*”, regulando la autorización de vertidos susceptibles de contaminar los acuíferos y las aguas subterráneas en su artículo 102.

El Real Decreto Legislativo 1/2001 se apoya y queda complementado con la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación (BOE, 2002) que transpone la Directiva 96/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre (DOCE, 1996), con el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano (BOE, 2003 a), que se promulga para incorporar la Directiva 98/83/CE, de 3 de noviembre de 1998 (DOCE, 1998)

Aunque en la actualidad se están desarrollando numerosas técnicas que solucionan problemas concretos, su complejidad ha motivado que la práctica habitual consista en una caracterización tendente a la elaboración de un modelo conceptual (FRTR, 2004), que ha de irse refinando de manera iterativa a partir de la mejora sucesiva del conocimiento del medio, sus características y condiciones. Esto se lleva a cabo mediante la aplicación de tres conceptos fundamentales:

1. Planificación sistemática del proyecto. Consiste en la elaboración del modelo conceptual inicial a partir de la información existente y planificación de la toma de muestras y estudios a realizar en función del grado de conocimiento que se tiene al abordar el problema.
2. Plan de trabajo flexible. En función de los resultados parciales obtenidos se modifica el modelo conceptual y las previsiones de utilización de diversas técnicas o su combinación y de distribución espacial y temporal de toma de muestras.
3. Utilización de técnicas analíticas con resultados en tiempo real. Para la depuración del modelo conceptual en campo y adaptación del trabajo a los resultados sucesivos. Se da primacía a la cantidad de datos sobre su calidad.

Es importante destacar que la labor de caracterización debe ser continuada posteriormente mediante la monitorización de las técnicas de remediación aplicadas y su desarrollo, con el objeto de controlar la evolución del sistema y verificar el modelo conceptual.

Con relación a esto, a continuación se llevará a cabo una revisión de las técnicas más comunes aplicadas en la actualidad en los países con mayor tradición investigadora en este campo, agrupándolas según el tipo de tecnología implementada, evaluando sus ventajas y desventajas, así como su idoneidad para la caracterización de diferentes zonas y tipos de acuíferos.

Métodos básicos. Observación de visu de muestras del terreno y agua subterránea

Estas técnicas son aplicables a las zonas no saturada y saturada en todo tipo de acuíferos.

Ofrecen una evidencia directa, mediante estimación visual, en el caso de que las fases residual o libre ocupen un gran volumen del medio poroso, aunque se trata de métodos únicamente cualitativos. No obstante es posible omitir la existencia de contaminantes por ser normalmente el muestreo discreto y no continuo, por la pérdida de contaminantes orgánicos volátiles (VOCs) y por la dificultad en el diseño de la red de puntos y profundidad de muestreo.

En el caso de muestras de agua subterránea la detección de la existencia de NAPLs se puede mejorar mediante agitación, inmersión en metanol, adición de colorantes específicos y exposición a luz ultravioleta entre otras técnicas (Kram *et al.*, 2001).

Análisis de los gases del suelo

Es una técnica aplicable únicamente a la detección de NAPLs en la zona no saturada (ITRC, 2003), generalmente para la detección de hidrocarburos clorados (clorometanos, cloroetanos y cloroetenos) y las fracciones más ligeras de los productos del petróleo (benceno, tolueno...) (USEPA, 1994).

Proporciona una evidencia indirecta basada en la existencia de VOCs, lo que puede indicar, al encontrarse éstos en elevadas concentraciones, la cercanía del foco contaminante.

Presenta como inconveniente que la frecuente existencia de fracturas o vías preferentes de migración enmascara la concentración real de VOCs en el medio y debido a la rápida difusión de éstos se pueden detectar "falsos positivos".

Indicadores químicos y trazadores

Se pueden utilizar diferentes sustancias químicas, presentes en el acuífero de manera natural o por inducción, para tratar de estimar la presencia y volumen de NAPLs en el acuífero. Entre ellas destacan:

- ²²²Rn. El radón presente de manera natural en el medio por desintegración del ²³⁸U se utiliza, en la zona no saturada, debido a que descensos acusados en su concentración pueden ser indicadores de la existencia de NAPLs por su elevada solubilidad en gran número de éstos. Mediante un muestreo superficial sistemático de gas radón se obtiene una evidencia indirecta (Schubert *et al.*, 2002). No obstante presenta varios inconvenientes como la especificidad del coeficiente de partición en cada sitio, la variabilidad del Rn en el terreno, las necesidades tecnológicas, factores de tipo geológico y la escasa profundidad de aplicación.
- Ensayos de partición de trazadores entre pozos. Basado en la introducción, en las zonas no saturada y saturada, de diversos trazadores de distinta reactividad con el NAPL y al menos uno inerte en contacto con éste con un flujo inducido hacia un sondeo de recuperación (Gauglitz, 2004). Según la partición que sufre cada uno de los trazadores y las curvas de recuperación de éstos se confirma la existencia del NAPL y se puede hacer una cuantifi-

cación del mismo. Pueden presentarse problemas por la existencia de trayectorias de flujo diferentes a las del agua, adsorción por materia orgánica, límites de detección inadecuados, la permeabilidad y cálculos volumétricos erróneos.

Técnicas geofísicas

Existe una amplia variedad de técnicas geofísicas superficiales y subterráneas, de carácter no invasivo o mínimamente invasivo, aplicables para la caracterización de acuíferos contaminados por NAPLs, aunque generalmente todas ofrecen una evidencia indirecta al ser únicamente indicadores de zonas de migración preferencial mediante los contrastes (acústicos, electromagnéticos, gamma o de neutrones) que miden. Únicamente se obtienen evidencias directas en casos en los que las condiciones sean ideales (volumen significativo de contaminante y suficientes contrastes entre el nivel de fondo y el foco).

Como desventajas generales presentan la posibilidad de que las anomalías no sean indicativas de contrastes entre el foco y el nivel de fondo, su insuficiente resolución para volúmenes pequeños, la posibilidad de influencia de actividades antrópicas y la posible interferencia debida a la porosidad y el contenido en humedad.

Entre los métodos que se utilizan en este tipo de investigaciones (ITRC, 2000; Kram *et al.*, 2001) se pueden destacar los siguientes:

- *Georradar*. Usado para zonas no saturadas, secas y arenosas (ITRC, 2000, 2003; Bermejo Carbonell *et al.*, 2001). Se puede utilizar para detectar hidrocarburos sobre la superficie freática y plumas de contaminantes disueltos. Su aplicación está limitada en profundidad y en caso de los DNAPLs no está muy estudiada.
- *Radar entre pozos*. Supera algunas de las limitaciones del anterior, aunque en la zona no saturada pierde efectividad por ser los contrastes entre agua y NAPL menos evidentes (Kram *et al.*, 2001). Necesita de la existencia de elevadas concentraciones de NAPL. Se usa preferentemente para la detección de focos contaminantes o volúmenes significativos de contaminantes en fase libre.
- *Tomografía de resistividad eléctrica*. Se utiliza preferentemente en rocas no consolidadas para la detección de fugas de tanques subterráneos, plumas de contaminación y evaluación de las técnicas de remediación para LNAPLs y DNAPLs. Sufre interferencias de tipo antrópico (Kram *et al.*, 2001).
- *Perfiles de inducción vertical*. Su funcionamiento es mejor en sedimentos no consolidados. Puede

generar un modelo en tres dimensiones del terreno (ITRC, 2000), con el contexto geológico del área contaminada y delimitar la extensión de las plumas de contaminantes. Sufre interferencias por actividades antrópicas en los suelos.

- *Reflexión sísmica de alta resolución en tres dimensiones*. De uso potencial en rocas duras y acuíferos fracturados. Es funcional hasta unos 1000 m de profundidad, y aunque no es específico para la detección de NAPLs describe características del medio. Su resolución puede no ser adecuada para la existencia de contaminación en fase residual (ITRC, 2000; 2003).
- *Resistividad electromagnética de alta resolución*. Mediante la medida de anomalías de resistividad se pueden identificar preferentemente DNAPLs y no sufre interferencias como los anteriores (ITRC, 2000). Se puede utilizar para el seguimiento de las medidas de remediación aplicadas. Según la complejidad litológica la identificación del contaminante puede ser inferior al 80%.
- *Geofísica de muy baja frecuencia*. Su aplicación principal es para la detección de porosidad secundaria, fracturas y canales de disolución en rocas duras que pueden servir como vías preferentes de migración (Hutchinson y Barta, 2002).

Técnicas aplicadas mediante un penetrómetro de cono

Existe un número importante de técnicas para la caracterización de NAPLs que son aplicables mediante la utilización de un penetrómetro de cono, herramienta de empuje directo diseñada para la caracterización litológica de terrenos poco consolidados. Mediante la adaptación de diferentes sensores a la punta de empuje de éste se obtienen medidas o datos que ofrecen evidencias directas o indirectas de la presencia de NAPLs contaminantes en el medio.

Como ventaja de manera general presentan la posibilidad de obtener diferentes registros con una única maniobra mediante la asociación de diferentes sondas, junto con el registro litológico, de porosidad y permeabilidad intrínseca del acuífero.

Su principal limitación, en cualquiera de los casos posibles, es la dependencia del tipo de terreno, que ha de ser generalmente no consolidado o poco consolidado por tratarse de una técnica invasiva que se lleva a cabo mediante presión directa sobre el mismo. Su mayor aplicación es en la zona no saturada alterada de los acuíferos. Asimismo, y por tratarse de una técnica invasiva, conlleva la posibilidad de movilizar los contaminantes induciendo la afección a zonas libres de éstos previamente.

Dentro de las diferentes técnicas que se pueden aplicar mediante un penetrómetro para investigaciones de fluidos no miscibles con el agua cabe destacar:

- *Sonda de membrana permeable*. Utilizada para la detección de VOCs en la zona no saturada. En la actualidad presenta unos límites de detección entre 100 y 200 µg/L para la mayor parte de los analitos (Eddy-Dilek *et al.*, 2004), aunque puede no detectar contaminantes puros y se trata de una técnica semicuantitativa de complicada aplicación cuando se utilizan configuraciones discontinuas (Kram *et al.*, 2001).
- *Aspersión con agua*. Analiza la existencia de VOCs en una muestra de agua tomada a la profundidad deseada, a partir de un burbujeo de helio inerte *in situ* que actúa como disolvente y portador de los VOCs hacia la superficie. Una vez en superficie la muestra es analizada mediante diferentes sensores con detectores de fotoionización o fluorescencia. (Kram *et al.*, 2001).
- *Fluorescencia inducida por láser*. Utilizada para la detección directa tanto de los LNAPLs como de los DNAPLs mediante la fluorescencia de compuestos que los acompañan, con una alta resolución para la detección discreta de contaminantes (Kram *et al.*, 2001). Es una técnica semicuantitativa que se usa preferentemente para la detección de focos de contaminantes en fase libre, en especial compuestos de petróleo.
- *Cámaras de vídeo acopladas al penetrómetro*. Ofrecen un registro continuo, mostrando los contaminantes así como diferentes características del contexto hidrogeológico del área (ITRC, 2000). Se utilizan para la detección de compuestos coloreados y DNAPLs (U.S.DOE, 2002).
- *Espectroscopía Raman*. Es sensible únicamente a concentraciones elevadas por lo que se utiliza para la detección de focos de contaminantes libres siendo adecuada a un amplio espectro de éstos que incluye los DNAPLs (Eddy-Dilek *et al.*, 2004).
- *Sensores electroquímicos*. Sensibles a la presencia de vapores de compuestos de cloro. Se utilizan para la toma de decisiones a la hora de aplicar técnicas más intrusivas en la zona saturada.
- *Muestreadores discretos en profundidad*. Aplicables a la toma de muestras discretas, con resoluciones incluso centimétricas, en las zonas saturada y no saturada (Kram *et al.*, 2001) lo que permite la realización de perfiles de concentración de los contaminantes, aunque es altamente dependiente de ésta y de sus variaciones.
- *Muestreador de NAPLs de cinta*. Puede ser em-

pleado, en la zona saturada y en la zona no saturada (Eddy-Dilek *et al.*, 2004), mediante un penetrómetro, y proporciona una discretización del contaminante en profundidad mediante la aplicación de un colorante reactivo con el NAPL.

Programas informáticos de partición de componentes y modelos matemáticos de simulación de la contaminación

Se trata de herramientas de apoyo empleadas para predecir la dispersión del contaminante previamente a la toma de muestras o de evaluación de la misma durante la aplicación de técnicas de remediación. Entre los programas que consideran partición de componentes cabe destacar varios, como SOILCALC, NAPLANAL y GWProt (ITRC, 2000). Éstos calculan, a partir de los análisis de muestras, equilibrios de partición entre suelo, agua, aire y NAPL, para determinar si existía NAPL previamente, generalmente en la zona no saturada. Utilizando valores medios de porosidad, contenido en agua, materia orgánica y densidad de las fases se definen los volúmenes y masas relativas *in situ* de las fases orgánicas en aire, agua así como en el suelo. Mediante sucesivas iteraciones si la concentración en el agua es mayor que la solubilidad efectiva del compuesto en la fase acuosa se llega a la estimación de la fase libre de contaminante.

Además existen, como herramienta de apoyo a la caracterización, diferentes modelos matemáticos de simulación de contaminación como son BIOPLUME, BIOCLOR, HSSM, que utilizan datos obtenidos mediante la aplicación de las técnicas anteriores.

Remediación de acuíferos contaminados por NAPLs

En la actualidad existe, con mayor o menor grado de desarrollo, una amplia variedad de técnicas aplicables a la remediación de acuíferos contaminados por NAPLs, que pueden ser utilizadas por separado o mediante su combinación.

La diferenciación entre las técnicas de remediación *in situ* y *ex situ* no es clara, ya que la aplicación de muchas de ellas se realiza *in situ* con el objeto de fomentar la recuperación de las sustancias contaminantes, en muchos casos disueltas en el agua para su tratamiento fuera del acuífero, es decir *ex situ*, y la posterior reinyección del agua libre de contaminación en el acuífero (Sánchez Pachón, 2002). Atendiendo al efecto sobre los contaminantes, como se ve en la figura 4, pueden ser (FRTR, 2004):

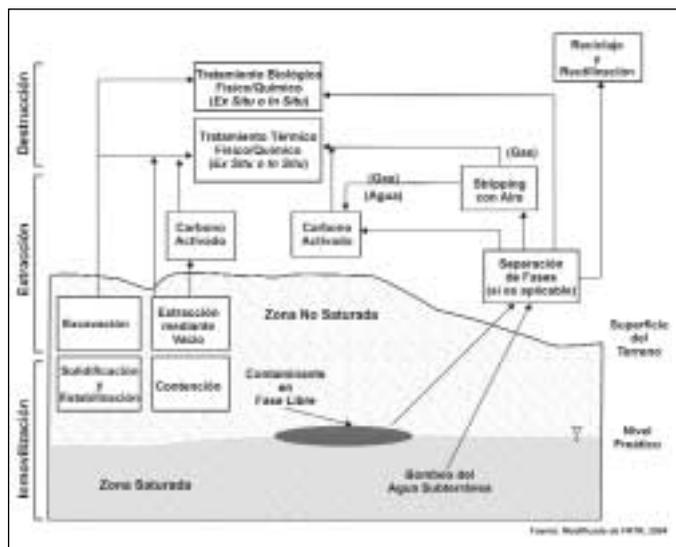


Fig. 4. Clasificación de las técnicas de remediación en función de su efecto

Fig. 4. Classification of remedial technologies by function

- **Técnicas capaces de destruir los contaminantes.** Métodos de tratamiento térmicos, biológicos y químicos que actúan mediante la alteración de la estructura química de los compuestos. Son aplicables tanto *in situ* como *ex situ*.
- **Técnicas de tratamiento para la extracción y separación de los contaminantes.** Estas técnicas incluyen separación de fases, adsorción por carbono, separación o "stripping" por aire, intercambio iónico o una combinación de éstos métodos. Su selección e integración debe contemplar el fomento de los mecanismos de transporte más adecuados para optimizar el tratamiento.
- **Técnicas de inmovilización.** Incluyen técnicas de estabilización, solidificación y contención. Aunque

existen experiencias de su uso en caso de contaminación por NAPLs, se utilizan preferentemente con contaminantes inorgánicos.

Considerando el contexto hidrogeológico en el que se produce la contaminación y el grado de disolución o adsorción del contaminante es posible hacer una estimación de la dificultad que se planteará en el tratamiento de las aguas subterráneas contaminadas (NRC, 1994), según se observa en la tabla 1.

El procedimiento habitual en casos de contaminación de acuíferos por NAPLs consiste en el bombeo de los mismos o del agua del acuífero en que se encuentran y el tratamiento de los contaminantes en el exterior para una posterior reinyección del agua libre de contaminación en el propio acuífero (denominado en la bibliografía anglosajona "pump and treat"). Sin embargo se ha comprobado que los sistemas de agua subterránea afectados por este tipo de contaminación pueden continuar contaminados incluso cientos de años aún con la aplicación de este sistema, por lo que generalmente se aplica otra serie de técnicas *in situ* y *ex situ* de mayor efectividad aún cuando los costes puedan ser mayores.

La amplia variedad de técnicas existentes (FRTR, 2004) hace imposible su tratamiento en profundidad en este artículo. Se tratará, sin embargo, a continuación de llevar a cabo una aproximación a varios de los métodos de remediación, empleados en la actualidad, limitándose en el caso de las técnicas biológicas a una somera descripción del conjunto de las mismas.

Tratamientos físicos y/o químicos *in situ*

Utilizan propiedades físicas y químicas de los contaminantes o del medio contaminado para la destrucción o separación de la contaminación existente

		RASGOS QUÍMICOS DEL CONTAMINANTE					
		Disuelto móvil (degradable / volátil)	Disuelto móvil	Fuertemente adsorbido / disuelto	Fuertemente adsorbido / disuelto (degradable / volátil)	LNAPL en fase libre	DNAPL en fase libre
MEDIO FÍSICO	Homogéneo, capa única	1	1-2	2	2-3	2-3	3
	Homogéneo, varias capas	1	1-2	2	2-3	2-3	3
	Heterogéneo, capa única	2	2	3	3	3	4
	Heterogéneo, varias capas	2	2	3	3	3	4
	Roca fragmentada	3	3	3	3	4	4

Valoración de la dificultad estimada para la remediación: 1= dificultad mínima; 4= dificultad máxima
Fuente: Modificado de NRC, 1994

Tabla 1. Estimación de la dificultad de remediación de un emplazamiento con presencia de NAPLs
Table 1. Remediation difficulty estimation for a site with NAPLs

(FRTR, 2004). Generalmente tienen una buena relación coste-efectividad y son aplicables fácilmente en períodos de tiempo razonables, aunque sus residuos o productos, en aquellos métodos que utilizan la separación, necesitan un tratamiento o eliminación posterior, en el exterior del sistema.

Algunas de las técnicas más relevantes de este grupo son:

- *Barreras reactivas de tratamiento*

Tratan únicamente contaminantes disueltos mediante reacciones químicas inducidas (Vidic y Pohland, 1996), con diferentes configuraciones, mediante el uso de metales de valencia cero (como el Fe^0), agentes quelantes, sorbentes (como zeolitas), microbios y otros.

Son aplicables a VOCs, semivolátiles y compuestos inorgánicos, y utilizadas de forma menos eficaz en el tratamiento de hidrocarburos de los combustibles, como contención definitiva para contaminantes relativamente inocuos o como tratamiento previo a una técnica posterior.

Sus limitaciones incluyen la posibilidad de perder su capacidad reactiva, la reducción de permeabilidad por precipitación de sales y actividad biológica, el tamaño y el coste.

- *Rociado o aspersión con aire*

Es una técnica de aireación *in situ* (Ordóñez Suárez, 2001) por inyección de aire en la zona saturada para que ésta fluya a través del agua subterránea contaminada procediendo a la extracción de los contaminantes por volatilización. Éstos son capturados una vez que alcanzan la zona no saturada, mediante un sistema de extracción de vapores del suelo, para ser tratados en el exterior del sistema (FRTR, 2004).

Es usada en la reducción de las fases libre y disuelta de contaminantes dentro del radio de influencia de los pozos de aireación (Fountain, 1998). Se considera aplicable a la eliminación de VOCs así como también de algunos combustibles (FRTR, 2004), mejorando en zonas saturadas de elevada potencia. Mediante la adición de oxígeno se estimula la biodegradación aerobia (bioaireación o "biosparging") y mediante el uso de metano se fuerza el cometabolismo de los disolventes clorados.

Potencialmente se producirán gases peligrosos incontrolados, se inducirá el ascenso del nivel freático en las proximidades de los pozos de inyección y se potenciará la migración del agua contaminada. En las formaciones de baja permeabilidad sobre las que los NAPLs tienden a concentrarse la aireación es de gran complejidad.

- *Separación por aire en pozo*

Consiste en una aspersión con aire en el pozo para remediación de aguas subterráneas contaminadas por VOCs (Miller y Roote, 1997; Fountain, 1998), mediante la creación de una célula de circulación de agua subterránea en el entorno de un pozo que permite una circulación continua y rápida del agua subterránea *in situ* (figura 5). La recuperación de los VOCs se hace en el propio pozo o en el acuífero donde son tratados por biodegradación mediante la inyección de aditivos (surfactantes, catalizadores).

Se aplica para eliminación de VOCs halogenados y productos del petróleo (BTEX), y se han propuesto modificaciones para otros contaminantes, con un buen rendimiento respecto a los costes por necesitar un único pozo para la extracción de los vapores y la recirculación del agua, sin necesidad de manipulación del agua contaminada. La restauración se acelera por la eliminación de la fase libre en la franja capilar y se permite el tratamiento de las capas de baja permeabilidad.

El método queda limitado a acuíferos someros y contaminantes con presión de vapor adecuada como los disolventes clorados. Además existe la

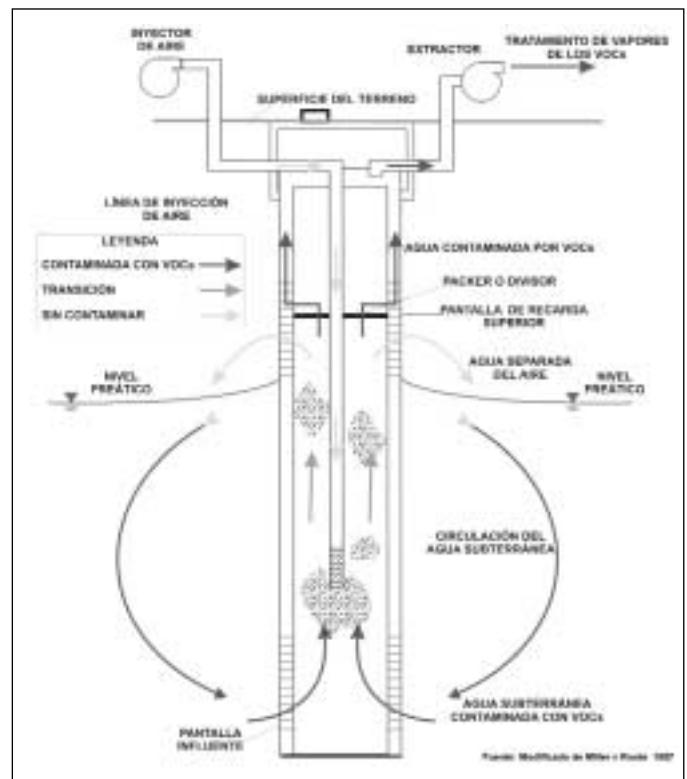


Fig 5. Esquema de funcionamiento de la separación por aire en pozo
Fig 5. *In-well air stripping functioning scheme*

posibilidad de formación de precipitados químicos que limiten la circulación del agua y la posibilidad de movilización de contaminantes disueltos y libres de la zona no saturada. Las heterogeneidades limitan el volumen tratado y la recirculación.

- *Lavado con cosolventes*

Consiste en la inyección de agua con disolventes (alcoholes) en la zona contaminada para eliminar el NAPL por disolución y/o movilización y se fundamenta en la tendencia de éstos a sufrir una partición hacia el NAPL y la posibilidad de manipular la densidad de aquél *in situ* mediante la selección apropiada del cosolvente (ITRC, 2000). Se aplica mediante sondeos de inyección y de extracción en los que la recuperación puede ser como fase disuelta o como fase separada con posterior tratamiento del efluente, agua, disolvente y contaminantes. Físicoquímicamente se basa en el aumento de la solubilidad de los compuestos hidrófobos orgánicos como resultado de la adición de un disolvente al agua y la reducción de la tensión interfacial que acompaña a ésta (Fountain, 1998).

Se usa para NAPLs fácilmente solubles en agua (como disolventes clorados) por ser la eliminación completa compleja, aunque es efectiva mediante diseños específicos para diferentes contaminantes y contextos hidrogeológicos.

Su efectividad mejora en zonas con permeabilidad moderada o elevada y disminuye por la heterogeneidad de los acuíferos, la presencia de materia orgánica y por la posibilidad de que el alcohol quede superpuesto al agua subterránea sin cumplir su cometido. El contaminante puede ser movilizado y migrar verticalmente contaminando zonas previamente limpias.

- *Lavado con surfactantes*

Los surfactantes generalmente aniónicos con muy baja adsorción, inyectados en disolución, consiguen la eliminación de la contaminación mediante la combinación de disolución y desplazamiento. La disolución puede contener más de un surfactante e incluir el uso combinado de cosolventes o sales, e incluso polímeros o espumas para el control de movilidad formando un fluido no newtoniano, de viscosidad cambiante con las condiciones de flujo. La disolución recuperada ha de ser tratada y los surfactantes pueden ser reciclados (Fountain, 1998; ITRC, 2000).

Químicamente disminuyen la tensión interfacial y producen un incremento aparente de la solubilidad de compuestos orgánicos hidrófobos o *solubilización*. Su elección depende de su actuación, toxicidad, biodegradabilidad y sorción. La tensión interfacial decrece a medida que la solubi-

lización aumenta, las fuerzas capilares se reducen y los sistemas de surfactantes pueden inducir la movilidad del NAPL, lo que ayuda en la recuperación pero puede suponer el riesgo de extender la contaminación.

Los surfactantes pueden eliminar de forma rápida los contaminantes, llegando en algunos casos al 90% del total, si bien la persistencia de algunos componentes indica que posiblemente siempre quedará un porcentaje de NAPL residual.

Su uso está limitado, en tiempo y volumen necesarios, por la existencia de formaciones de baja permeabilidad, heterogeneidades y contaminantes insolubles.

- *Oxidación química in situ*

Son técnicas que implican la inyección de un compuesto oxidante, como permanganato potásico (KMnO_4), peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y ozono (O_3), en la zona con presencia de NAPL, que es destruido mediante reacción química con el oxidante, cuyo sobrante es recuperado mediante el lavado con agua a través de la zona de tratamiento (FRTR, 2004). Las reacciones rompen los enlaces de carbono por lo que los compuestos orgánicos quedan total o parcialmente destruidos y generalmente convertidos en compuestos menos peligrosos (ITRC, 2000).

Potencialmente todos los contaminantes orgánicos pueden ser oxidados a dióxido de carbono y agua, además de cloro y otros derivados, bajo condiciones de oxidación lo suficientemente fuertes, por lo que la remediación de contaminación de aguas subterráneas mediante oxidación química *in situ* es aplicable a un elevado número de compuestos orgánicos, tanto LNAPLs como DNAPLs, y en diferentes rangos de pH dependiendo del reactivo que se utilice.

Los volúmenes necesarios de reactivo pueden ser muy elevados, por la existencia de variaciones de permeabilidad previas a su llegada a las zonas en que ésta es menor, y por la presencia de materia orgánica, en fase sólida o líquida, que reaccione con el reactivo. La destrucción de cantidades elevadas de NAPL puede verse limitada por el volumen de reactivo llevado hasta las acumulaciones de NAPL (Fountain, 1998).

Tratamientos térmicos in situ

- *Inyección de vapor o separación dinámica subterránea*

Los procesos térmicos en general mejoran la recuperación (CRA, 1999) haciendo que el NAPL sea más móvil y más soluble en el agua produ-

ciendo su evaporación. La inyección de vapor, aplicable en las zonas no saturada y saturada, se basa en esencia en el calentamiento progresivo de la formación acuifera, el agua y el contaminante en fase no acuosa, así como la recuperación posterior por desplazamiento, evaporación y/o destilación por vapor.

Se trata de una técnica adecuada para la recuperación de contaminantes volátiles y semivolátiles, especialmente hidrocarburos del petróleo, que elimina grandes cantidades en tiempos relativamente cortos, cuya efectividad puede ser máxima, excepto para la fase adsorbida, para contaminantes líquidos cuyo punto de ebullición sea menor que el del agua. Evita la introducción de contaminantes potenciales en el sistema y ofrece la posibilidad de recuperar formaciones de grano fino (arcillosas).

Los costes iniciales son mayores que en los casos en los que no se necesita una inyección para la eliminación de los gases (como la extracción de gases del suelo o SVE) y en zonas con DNAPLs los disolventes condensados en el frente de movimiento del vapor pueden ser más móviles que el NAPL original.

- *Calentamiento eléctrico*

Existen diversas técnicas principalmente aplicables en la zona no saturada (Kram *et al.*, 2001), aunque no de forma exclusiva. Mediante éstas se calienta el área a tratar, generalmente usando electrodos, lo que aumenta la evaporación de los contaminantes, llegando incluso el agua a ebullición. El NAPL se puede movilizar a medida que su temperatura aumenta, llegando a volatilizarse si se alcanza su punto de ebullición.

Suelen ser dependientes de la humedad, siendo más eficaces cuanto mayor sea ésta. Se ha demostrado su aplicabilidad en formaciones de grano fino, con un elevado contenido en humedad, baja permeabilidad y heterogéneas, para la movilización de hidrocarburos pesados así como para potenciar la degradación mediante otras técnicas (biorremediación, hidrólisis).

- *Vitrificación in situ*

Se trata de la aplicación de calor a la zona no saturada hasta llegar a su fusión (1100 °C a 1700 °C) y posterior vitrificación durante el enfriamiento. Desarrollado originalmente como método de estabilización de suelos con contenidos en metales mediante la transformación de un suelo permeable en vidrio impermeable. Se puede usar, en el caso de existencia de NAPLs, en condiciones saturadas y no saturadas en profundidades máximas de 10 m, como proceso termal de extracción-

destrucción por la volatilización de los contaminantes y descomposición térmica en caso de que no se hayan volatilizado previamente.

Su principal problema es la posibilidad de liberación de gases tóxicos.

Tratamientos físicos y/o químicos ex situ

Por regla general su aplicación es más rápida que en los realizados *in situ* y sus resultados más fácilmente demostrables pero necesitan de instalaciones de bombeo más complejas y de la necesaria manipulación de las sustancias a tratar.

Se pueden citar dentro de este apartado:

- *Bombeo y tratamiento:*

La técnica ha sido comentada previamente por lo que en este apartado se expone únicamente una síntesis de su aplicación (tabla 2).

- *Extracción de vapor del suelo y técnicas derivadas:*

La extracción de gases del suelo (SVE), aplicable en la zona no saturada, implica la utilización de bombas de vacío para la absorción del aire, con presencia de gases volatilizados desde los contaminantes en fase libre o disuelta. El gas recuperado ha de ser tratado para eliminar o destruir los contaminantes orgánicos.

Su rendimiento es función de la volatilidad de los contaminantes y del flujo de vapor, que depende a su vez de la permeabilidad del suelo al aire, la saturación en agua y su heterogeneidad.

Existen dos variantes de este sistema de remediación. El primero es el SVE con incremento térmico debido al aumento de la presión de vapor de los contaminantes y del transporte por el vapor llevado a cabo mediante la vaporización del agua del suelo, que mejora la recuperación de compuestos de baja volatilidad.

El segundo es el SVE con biodegradación, llevado a cabo mediante un flujo de oxígeno para aumentar la biodegradación aerobia. Es empleado a menudo para la eliminación de hidrocarburos del petróleo y es poco funcional con los hidrocarburos halogenados. En esta técnica los gases producidos no necesitan tratamiento posterior.

Se trata de una técnica efectiva para la eliminación rápida y relativamente barata de contaminantes volátiles en la zona no saturada, aunque puede necesitar de un descenso inducido del nivel freático para aumentar la profundidad de aplicación originando un riesgo de movilización del NAPL.

Se puede usar también la extracción multifásica, en combinación con bombeos de agua.

Factores principales	Tipología	Sistema	Parámetros
Naturaleza del contaminante	Tipo de bombeo	Simple Doble	Elementos en disolución y/o dispersión Hidrófugos ligeros
	Tipo de obra	Zanjas Pozos	Profundidad < 3 a 6 m Profundidad < 3 a 6 m
Características del medio y funcionamiento hidráulico	Características de las obras	Revestimiento, empaque de gravas, acondicionamiento	Agresividad del contaminante
	Número de obras	Número reducido	Poca extensión de la pluma contaminante, escasa velocidad de avance, permeabilidad media-alta, modelización sencilla
		Número elevado	Gran extensión de la pluma contaminante, elevada velocidad de avance, permeabilidad baja, posibilidad de afección a otros recursos, modelo complejo
Volumen a tratar	Evacuación Tratamiento sobre el terreno	Volumen reducido, alta peligrosidad Disponibilidad de tecnología, eliminación de gran parte del contaminante	

Tabla 2. Aspectos a tener en cuenta en la aplicación de las técnicas de bombeo (Rosino Rosino *et al.*, 1998)
Table 2. Aspects to be considered for pumping technologies application (Rosino Rosino *et al.*, 1998)

Tratamientos biológicos *in situ*

También llamados tratamientos de biorremediación. Son técnicas de destrucción de los contaminantes, mediante la estimulación del crecimiento de organismos que se alimentan de ellos a partir del aporte de una combinación de oxígeno, nutrientes y humedad, y el control de la temperatura y el pH.

Generalmente el período de tratamiento es largo, siendo además la incertidumbre debida a la variabilidad del acuífero y a la difícil verificación de los resultados alta (FRTR, 2004). Aunque los costes son bajos, los contaminantes destruidos y los tratamientos necesarios para los productos resultantes son escasos o nulos, por otra parte pueden formarse subproductos más tóxicos, como los DNAPLs TCE (tricloroetileno) y PCE (tetracloroetileno) que pueden ser movilizados por el agua.

Estas técnicas se utilizan en el tratamiento de hidrocarburos del petróleo, disolventes, pesticidas, conservantes de maderas y otros compuestos químicos orgánicos, tanto en la zona no saturada como en la zona saturada difiriendo el tratamiento, únicamente, en la forma de aplicación de los elementos suplementarios (nutrientes, oxígeno y otros).

Entre las técnicas de este grupo se incluyen la biodegradación mejorada con la adición de nitrato y oxígeno mediante rociado con aire o peróxido de hidrógeno, y la fitorremediación de compuestos orgánicos.

Además hay que considerar la atenuación natural como un proceso que puede ser fomentado y empleado como apoyo a las técnicas de descontaminación.

Tratamientos biológicos *ex situ*

De características generales similares a los tratamientos *in situ*, requieren períodos de tiempo de aplicación más cortos siendo la incertidumbre acerca de los resultados y la uniformidad del proceso menor. Sin embargo como desventaja requieren del bombeo del agua subterránea, con incremento de costes así como mayor complejidad tecnológica y de aplicación (FRTR, 2004).

Entre ellas se pueden destacar los biorreactores y los humedales artificiales.

Conclusiones

Parece claro que a la vista de lo expuesto la investigación acerca de contaminación de acuíferos por NAPLs, de solubilidad limitada en el agua, aunque actualmente está cobrando fuerza en especial en otros países (EE.UU., Reino Unido), es por lo general insuficiente en España, tanto en los aspectos referentes a su caracterización como en la aplicación de técnicas de remediación.

La investigación en el caso de líquidos densos en fase no acuosa es incluso más deficiente, puesto que los trabajos desarrollados hasta hace pocos años lo han sido, en su inmensa mayoría, para la eliminación de compuestos procedentes de industrias petroleras en la parte superior de la zona no saturada, obviando el resto del volumen de los acuíferos que, en muchos casos, sufre una severa contaminación, más persistente y compleja de eliminar.

Por todo ello es necesario, a partir del aprovechamiento del elevado número de técnicas innovadoras existentes, el desarrollo de estudios piloto de caracterización y remediación en zonas afectadas por estos contaminantes, en ambientes geológicos de diferente complejidad. Esto permitirá la adopción, idealmente de manera coordinada con el resto de países de la Unión Europea, de unos criterios para la caracterización y, en su caso, aplicación de diferentes medidas de descontaminación tendentes a la eliminación, o al menos la reducción hasta límites aceptables, de los contaminantes.

Estas actuaciones, en el caso concreto de España, se han de llevar a cabo para el cumplimiento de las normativas legales vigentes que en la actualidad se están adaptando a las normas de la Comunidad Europea en materia de aguas subterráneas.

Referencias

- Bermejo Carbonell, J.L., Sauck, W. y Atekwana, E. 2001. Aplicaciones geofísicas en el descubrimiento de plumas de contaminación en acuíferos superficiales. En: Ballester Rodríguez, A.; Grima Olmedo, J.; López Geta, J.A. y Rodríguez Hernández, L. (eds.), *Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados*. IGME, Madrid, 13-21.
- BOE, 2001. *Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas*. Boletín Oficial del Estado núm. 176, 26791-26817.
- BOE, 2002. *Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación*. Boletín Oficial del Estado núm. 157, 23910-23927.
- BOE, 2003 a. *Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano*. Boletín Oficial del Estado núm. 45, 7228-7245.
- BOE, 2003 b. *Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas*. Boletín Oficial del Estado núm. 135, 22071-22096.
- Cohen, R.M. y Mercer, J.W., 1993. *DNAPL site evaluation*. Lewis Publishers. Chelsea Michigan. 384 pp.
- Community Research Associates (CRA), 1999. *In Situ Thermal Treatment. Part 1: Steam Injection and Microwave Heating*. CRA Services Innovative Technology Group, 1 (9), 2 pp.
- DOCE, 1976. *Directiva 76/464/CEE del Consejo, de 4 de mayo de 1976, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad*. Diario Oficial nº L 129 de 18/05/1976, 23-29.
- DOCE, 1980. *Directiva 80/68/CEE del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas*. Diario Oficial nº L 020 de 26/01/1980, 43-48.
- DOCE, 1996. *Directiva 96/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996 relativa a la prevención y control integrados de la contaminación*. Diario Oficial nº L 257 de 10/10/1996. 26-40.
- DOCE, 1998. *Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano*. Diario Oficial nº L 330, 32-54.
- DOCE, 2000. *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. Diario Oficial nº L 327 de 22/12/2000, 1-73.
- DOCE, 2001. *Decisión Nº 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de noviembre de 2001 por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE*. Diario Oficial nº L 331 de 15/12/2001, 1-5.
- Eddy-Dilek, C., Riha, B. y Rossabi J. 2004. *DNAPL characterization toolbox*. Savannah River Technology Center, Environmental Restoration Technology Section, EEUU, 25/03/04. <http://www.ohio.doe.gov/tech/pdf/char/cpttool.pdf>.
- Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), 2004. *Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0*. FRTR, EEUU, 15/03/04. <http://www.frtr.gov/matrix2/> e-mail: Richard.Williams@aec.apgea.army.mil
- Fountain, J.C. 1998. *Technologies for dense nonaqueous phase liquid source zone remediation*. Groundwater Remediation Technologies Analysis Center, Technology Evaluation Report TE-98-02. Pittsburg, PA, EE.UU., 70 pp.
- García García, Á. y Martínez Navarrete, C. 2004. *Introducción al conocimiento sobre la contaminación del agua subterránea por fluidos inmiscibles con ella (líquidos en fase no acuosa)*. Instituto Geológico y Minero de España. Informe interno H1-001-04.
- Gauglitz, P.A. 2004. *Nonintrusive Characterization of Dense Nonaqueous Phase Liquids Using Short-Lived Radiotracers in Partitioning Interwell Tracer Tests*. Strategic Environmental Research and Development Program, EEUU, 25/03/04. <http://www.serdp.org/research/CU/CU-1128.pdf> e-mail: phillip.gauglitz@pnl.gov
- Groundwater Protection and Restoration Group (GPRG), 2004. *DNAPLs in Groundwater*. Universidad de

- Sheffield, Reino Unido, 11/03/04, <http://www.shef.ac.uk/%7Ednapl/main.htm> e-mail: d.n.lerner@sheffield.ac.uk
- Huling, S.G y Weaver, J.W. 1991. *Dense Nonaqueous Phase Liquids*. EPA Ground Water Issue. USEPA, R.S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, Oklahoma, EPA/540/4-91-002, 21 pp.
- Hutchinson, P.J. y Barta, L.S. 2002. VLF surveying to delineate longwall mine-induced fractures. *The Leading Edge*, 21 (5), 491-493.
- Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC), 2000. *Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs): Review of Emergin Characterization Techniques and Remediation Technologies*. ITRC DNAPLs/Chemical Oxidation Work Team. 81 pp.
- Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC), 2003. *An Introduction to Characterizing Sites Contaminated with DNAPLs*. ITRC Dense Nonaqueous Phase Liquids Team. 73 pp.
- Kram, M.L., Keller, A., Rossabi, J. y Everett, L.N. 2001. DNAPL characterization methods and approaches, part 1: performance comparisons. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 21 (4), 109-123.
- Miller, R.R. y Roote, D.S. 1997. *In-well vapor stripping*. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC). Technology Overview Report TO-97-01. 22 pp.
- National Research Council (NRC), 1994. *Alternatives for Groundwater Cleanup*. National Academy Press. Washington, DC, 315 pp.
- Newell, C.J., Acree, S.D., Ross, R.R. y Huling, S.G. 1995. *Light Nonaqueous Phase Liquids*. EPA Ground Water Issue. USEPA, R.S. Kerr Environmental Research Laboratory. Ada, Oklahoma, EPA/540/S-95-500, 28 pp.
- Ordóñez Suárez, J.L. 2001. Procesos y tecnologías emergentes de remediación de aguas subterráneas contaminadas con disolventes clorados. En: Ballester Rodríguez, A., Grima Olmedo, J., López Geta, J.A. y Rodríguez Hernández, L. (eds.), *Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados*. IGME, Madrid, 245-258.
- Pérez Sánchez, J.P. 2002. Hacia una nueva estrategia temática para la protección del suelo. La nueva política europea para la protección de la calidad de los suelos. *Tierra y Tecnología*, 24, 11-17.
- Rosell, M., Lacorte, S. y Barceló, D. 2003. Contaminación de acuíferos por gasolina. *Investigación y Ciencia*, 323, 6-12.
- Rosino Rosino, J., García Pascual, I. e Hidalgo Ruiz, J. 1998. Contención de la contaminación de acuíferos. Aplicación de técnicas de bombeo. En: Samper, J., Sahuquillo, A., Capilla, J.E. y Gómez Hernández, J.L. (eds.), *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. IGME AIH-GE, Valencia, 261-271.
- Sánchez Pachón, C. 2002. *Acceso a información sobre tecnologías de tratamiento de suelos y aguas subterráneas contaminados*. United States Environment Protection Agency, Technology Innovation Office, Hazardous Waste Clean.Up Information, EEUU, 25/03/04. <http://www.clu-in.org/live/archive.cfm>. <http://www.clu-in.org/>
- Schubert, M., Freyer, K., Treutler, H.C. y Weiss, H. 2002. Using radon-222 in soil gas as an indicator of subsurface contamination by non-aqueous phase-liquids (NAPLs). *Geofísica Internacional*, 41 (4). 433-437.
- United States Department of Energy (U.S.DOE) 2002. *Non-Aqueous Phase Liquids*. U.S. Department of Energy, Grand Junction Office. Fact Sheet 8/2002.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1994. *DNAPL site characterization*. United States Environmental Protection Agency, Robert S. Kerr Environmental Laboratory, Office of Waste and Emergency Response. EPA/540/F-94/049, 12 pp.
- Vidic, R.D. y Pohland F.G. 1996. *Treatment walls*. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC). Technology Evaluation Report TE-96-01. 46 pp.

Recibido: abril 2004

Aceptado: febrero 2005