

Aspectos generales sobre la contaminación de las aguas subterráneas

Emilio Custodio Gimena y Jesús Carrera Ramírez

Las aguas subterráneas constituyen un importante recurso de agua continental, equiparable al de las aguas superficiales y en ocasiones más importante o único, como sucede en islas, franjas costeras o zonas civiles. En la mayoría de los países desarrollados es una parte esencial del agua potable, y resulta insustituible en el medio rural, a menos de cuantiosas inversiones económicas. Por condicionantes históricos (Llamas, 1984), España es uno de los países del ámbito europeo en que las aguas subterráneas juegan un papel menos importante —el 38% según Iglesias (1984), Llamas et al. (1985)— en el abastecimiento público, y aun así, la cifra es considerable; en muchas áreas de levante, Cataluña y Baleares es dominante, y en Canarias único, excepto la parte contribuida por desalinización. Además, buena parte de las aguas superficiales de abastecimiento dependen notablemente de manantiales y del caudal de base de los ríos, lo que no es más que la utilización de las salidas naturales de las aguas continentales reguladas por los acuíferos. Por eso el impacto ambiental sobre las aguas subterráneas es un aspecto esencial de los estudios de impacto, y el medio ambiente subterráneo un aspecto importante del medio ambiente en general. La falta de observación directa del agua subterránea es un serio obstáculo a su protección, pero su hidrología es bien conocida —a nivel comparable al de las aguas superficiales— y está bien documentada.

Aunque puede entenderse por contaminación cualquier acción que implique un impacto ambiental negativo, estas notas se limitan al estudio de la contaminación entendida como impacto sobre la calidad de las aguas. Esto no significa que no consideremos importantes las acciones que impliquen impactos sobre la cantidad de agua disponible o sobre el nivel freático. Sin embargo, el campo es excesivamente amplio, por lo que nos concentraremos en los efectos que sobre la calidad del agua produce la introducción en el subsuelo de sustancias extrañas, incluyendo el problema de la salinización por desplazamiento de aguas mineralizadas, entre las que la intrusión marina reviste singular importancia. Aun así, el tratamiento será necesariamente sintético. En primer lugar se revisan los mecanismos que controlan el movimiento de contaminantes en las aguas subterráneas, su evolución, procesos de degradación, etc. A continuación se comentan aspectos de contaminación ligados a las obras civiles. Después se revisan algunos conceptos relativos a la gestión de aguas. La última sección trata del incipiente campo de la recuperación de acuíferos contaminados. Algunos conceptos básicos de hidrología subterránea se revisan en el Apéndice.

EL MOVIMIENTO DE CONTAMINANTES

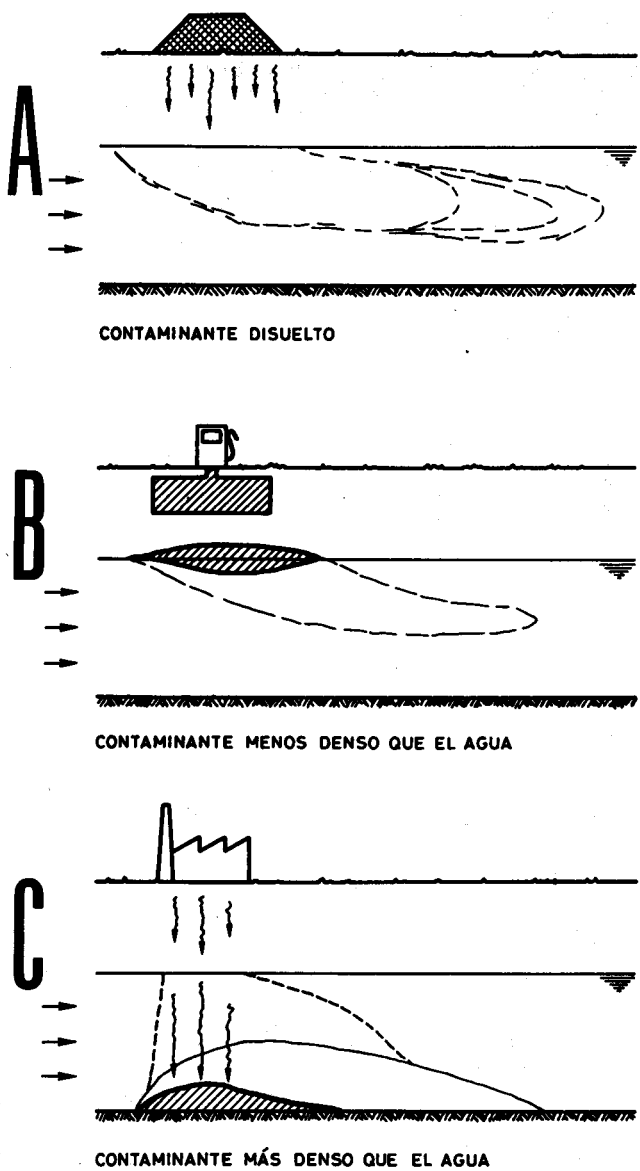
El movimiento de los contaminantes en acuíferos se verifica según una serie de procesos más o menos elementales que, de forma conjunta, determinan la evolución de la calidad del agua en el acuífero. A continuación se describen brevemente estos procesos.

ADVECCIÓN

Se denomina advección al movimiento de traslación en la dirección del flujo: el soluto se mueve porque está ligado al agua del acuífero. Es decir, el contaminante se desplaza por formar parte de un medio móvil. Éste es el proceso más elemental e intuitivo de todos los que afectan a la contaminación de aguas subterráneas, además de ser el único que explica el desplazamiento de los contaminantes a grandes distancias de la fuente.

En principio, la advección está determinada por las condiciones del acuífero, al margen de la fuente contaminante. Sin embargo, en ocasiones ésta puede jugar un papel significativo, bien porque el vertido del contaminante esté asociado a un gran volumen de agua que altere las condiciones de flujo en su entorno, o bien porque la densidad del contaminante sea muy distinta a la del agua, dando lugar a movimientos convectivos. Estas diferencias de densidad suelen estar asociadas a solubilidades relativamente bajas, lo que da lugar a efectos como los que se ilustran en la figura 1. Si la densidad del contaminante es inferior a la del agua, se forma un lentejón que "flota" sobre la superficie freática, que puede desplazarse sobre la misma, y que se va disolviendo lentamente desde la base. Este suele ser el caso de muchos de los derivados del petróleo; se ha identificado este tipo de lentejones bajo gasolineras y depósitos, como en Pueblo Nuevo (Barcelona) y Tarragona.

Por el contrario, si la densidad del contaminante es superior a la del agua, éste se "hunde", formando un depósito en la base del acuífero. Esta situación suele darse con muchos contaminantes industriales, particularmente disolventes orgánicos, y se caracteriza porque aparecen dos penachos superpuestos, uno debido a la disolución durante el "hundimiento" y otro debido a la dispersión desde la base del acuífero. La importancia relativa de estos dos penachos, que a veces no se pueden diferenciar, depende de la solubilidad, densidad y viscosidad del contaminante.



CONTAMINANTE DISUELTO

CONTAMINANTE MENOS DENSO QUE EL AGUA

CONTAMINANTE MÁS DENSO QUE EL AGUA

Un aspecto común al caso de densidad baja y al de alta es que la persistencia de la contaminación es mucho mayor de lo que se deduciría de análisis clásicos, dada la presencia de una fase líquida separada poco móvil; la planificación de su limpieza depende mucho de las condiciones geométricas del acuífero.

Al margen de los casos especiales discutidos en el párrafo anterior, el movimiento advectivo de los contaminantes se deduce directamente de la ley de Darcy. Por tanto, se puede evaluar con relativa facilidad si se conocen la permeabilidad, porosidad y gradiente hidráulico. Conviene tener presente que las velocidades de desplazamiento son del orden de metros por año y raramente superan unos pocos metros por día.

Cabe aclarar aquí que muchas de esas sustancias a las que se las llama insolubles en el agua tienen una cierta pequeña solubilidad, lo suficiente para crear serios problemas organolépticos y aun toxicológicos.

DISPERSIÓN - DIFUSIÓN

La dispersión es el proceso que explica la expansión, tanto longitudinal como transversal, de la zona contaminada, y la progresiva disminución de las concentraciones máximas. Es decir, el tamaño del penacho crece (aunque a veces dé la impresión contraria, ver figura 2), al tiempo que se reducen las concentraciones y, por lo tanto, los efectos de contaminación, molestos, nocivos o tóxicos.

La dispersión es debida a la dilución del agua contaminada con agua menos contaminada, y puede explicarse mediante los mecanismos de dispersión mecánica y difusión molecular. Esta última se refiere al movimiento browniano —aleatorio— de las partículas, resultando una transferencia de masa contaminante hacia las zonas de menor concentración. En sí misma, la difusión molecular no constituye un mecanismo de transporte importante, pero es necesaria para explicar la dispersión mecánica. Ésta hace referencia a los procesos de dilución debidos a la estructura heterogénea del medio, que origina fluctuaciones locales de la velocidad con respecto a su valor medio. Estas fluctuaciones, acopladas con la difusión molecular, hacen que partes no contaminadas del acuífero se vean expuestas al soluto, lo que explica la expansión de la zona contaminada. La dilución que acompaña a estos mecanismos explica la reducción en las concentraciones.

Tal como se explica en la figura 3, la dispersión tiene lugar a diversas escalas, según sea la causa que origina las fluctuaciones de velocidad. Así, a escala del poro las velocidades son mayores en el centro que en las paredes. En las intersecciones entre poros se producen bifurcaciones en las líneas de corriente. Al ir aumentando la escala del problema empiezan a jugar un papel relevante las variaciones de permeabilidad dentro de una misma formación, debidas, por ejemplo, a variaciones en el contenido de finos, y los cambios al pasar de una formación a otra.

Fig. 1. Incorporación de contaminantes al nivel freático desde la parte superior del terreno. A: contaminante soluble a partir de un depósito de residuos sólidos o una escombrera. B: contaminante líquido ligero inmiscible, como una fuga de hidrocarburo. C: contaminante líquido pesado inmiscible, como disolventes orgánicos tipo tricloro y percloro-etileno, fugados o vertidos en una planta industrial.

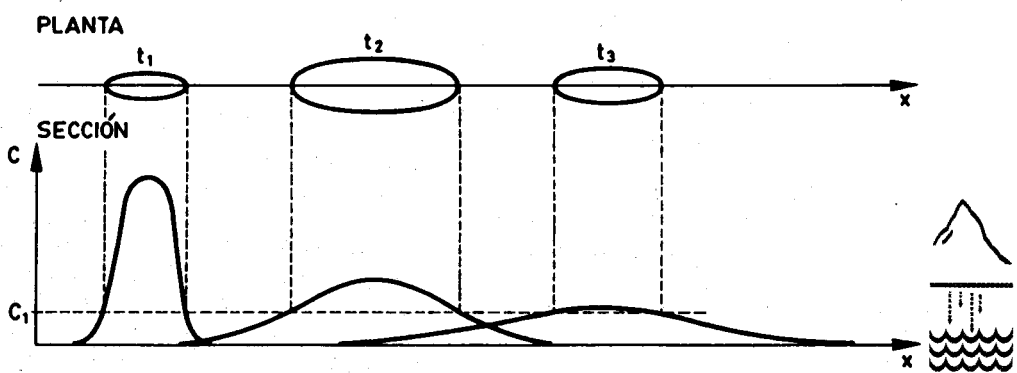


Fig. 2. Desplazamientos en el acuífero de una mancha de contaminante, indicando la evolución de concentraciones (parte inferior) y el tamaño observable (medible) de la misma (parte superior); la disminución de tamaño es debida a que existe un límite de detección y de medida por debajo del cual no se aprecia contaminante, aun existiendo éste. Igual resultado se tiene si el límite es el dado por alguna norma o guía que señale concentraciones límites.

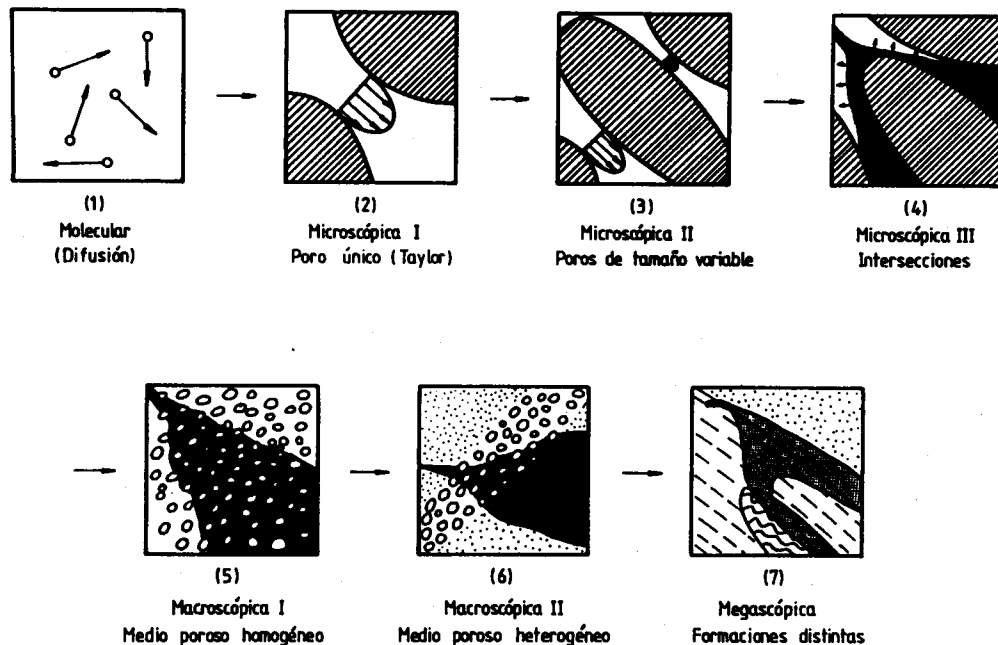


Fig. 3. Mecanismos de difusión molecular y de dispersión a diversas escalas (microscópicas y macroscópicas).

La dispersión está caracterizada por la dispersividad, parámetro que tiene dimensiones de longitud y que puede considerarse de valor análogo a las dimensiones de las heterogeneidades del medio. Sin embargo, el hecho de que dichas heterogeneidades crezcan con la escala del problema conduce a que la dispersividad sea función de dicha escala. Obviamente, esto genera una situación poco común, ya que hace que uno de los parámetros fundamentales para estudiar el transporte de solutos no sea solamente una característica del medio, sino también del tamaño de la zona de estudio, e incluso de la metodología seguida. La consecuencia es que la dispersión es difícil de predecir y que debe interpretarse más de forma cualitativa que cuantitativa.

REACCIONES FÍSICO-QUÍMICAS. INTERACCIÓN CON EL SUELO

La advección y la dispersión explican los aspectos que podríamos llamar cinemáticos del transporte. Sin embargo, no explican las transformaciones que sufren los contaminantes. Éstas son de muy diversos tipos, y para tratarlas conviene diferenciar entre solutos conservativos y no conservativos. Los primeros son aquellos cuya naturaleza no se ve afectada por estar en disolución en un medio poroso, es decir, no reaccionan con otros solutos ni con el suelo. Los segundos son aquellos que se transforman mediante reacciones químicas o bioquímicas o que se desintegran. Entre los conservativos cabe distinguir entre aquellos que interactúan físicamente con el medio y los que no lo hacen. La interacción con el medio puede ser de diversos tipos, pero el resultado común es que la masa contaminante se comporta como si se moviese a una velocidad distinta de la del agua.

Interacción física con el suelo. Mecanismos de retardo

La forma más común de interacción con el suelo es la adsorción, según la cual las partículas de soluto tienden a quedar "adheridas" a la superficie del sólido por fuerzas electrostáticas o enlaces químicos muy débiles. En realidad el proceso es algo más complejo, ya que el soluto puede difundirse hacia el interior de la estructura del sólido. Con frecuencia es difícil distinguir entre adsorción y otros procesos físico-químicos más próximos a la absorción, lo que complica predecir la suerte que seguirán los con-

taminantes. La adsorción suele caracterizarse mediante el coeficiente de distribución, que relaciona las concentraciones de contaminante en disolución y adsorbido al suelo. Desafortunadamente, la forma en que se presenta el contaminante suele ser muy sensible a variaciones de las condiciones hidroquímicas. Así, por ejemplo, un contaminante puede presentarse como un compuesto hidrofóbico (que se adsorbe con facilidad) en condiciones básicas, o hidrófilo (que tiende a estar en disolución en el agua) en condiciones ácidas. El resultado neto es que el coeficiente de distribución se comporta como muy sensible a la hidroquímica del agua y del medio, lo que dificulta aún más la predicción del transporte de solutos adsorbibles.

Otras interacciones de importancia con el suelo son la exclusión iónica y el intercambio iónico. La exclusión iónica es un proceso opuesto a la adsorción; algunos iones se ven rechazados por las paredes del sólido y, como consecuencia, sólo se desplazan a través de los poros más grandes, en los que la velocidad es más alta, y por el centro de los mismos, donde también es máxima la velocidad. El resultado de este efecto es que el soluto se mueve con una velocidad media superior a la del agua. El intercambio iónico se refiere a que algunos iones en disolución pueden intercambiarse con otros que forman parte del sólido, aunque con ligaduras débiles. De esta forma, algunos de los contaminantes pueden quedar fijados débilmente al sólido a cambio de algún ión de los que existían, el cual entra en disolución. Aunque el intercambio es menos reversible que la adsorción, no siempre es posible diferenciarlos en un acuífero, en el que los datos suelen ser muy limitados.

Como se ha dicho, el resultado de todos estos procesos es que el contaminante se mueve a una velocidad distinta a la del agua. Se denomina coeficiente de retardo a la relación entre ambas velocidades. El coeficiente de retardo suele ser superior a la unidad (el contaminante se mueve más lentamente que el agua), aunque, si predominan los efectos de tipo exclusión iónica, puede ser algo menor que 1. Esto sólo sucede en materiales con poros muy pequeños y, por lo tanto, poco permeables, como los terrenos ricos en arcilla. Por fortuna, muchos de los contaminantes más tóxicos suelen presentar coeficientes de retardo del orden de un centenar, e incluso del orden de mil. Puede existir una relación entre toxicidad por acumulación (no aguda) y retardo, ya que hay similitud entre los mecanismos de fijación al suelo y a los tejidos humanos; esta fijación condiciona en gran medida la toxicidad del contaminante. En cualquier caso, si tenemos

en cuenta que la velocidad del agua es del orden de metros por año, resultaría que el contaminante se desplaza con una velocidad de centímetros por año. Esto explica la aseveración, que aunque imprecisa es visual, de que algunos contaminantes son inmóviles. Esta es una proposición peligrosa, ya que un movimiento muy lento no es inmovilidad si se consideran efectos a largo plazo, y aún más si se tiene en cuenta que un cambio ambiental subterráneo (pH, salinidad, flujo, potencial redox, otras sustancias en competencia) puede volverlos móviles, como tales o transformados químicamente. Sólo los contaminantes radioactivos obtienen claras ventajas del retardo, al dar mayor oportunidad a su desintegración en el terreno.

Reacciones sobre los contaminantes

Las reacciones químicas sobre los contaminantes inorgánicos son importantes por dos motivos. En primer lugar, pueden afectar la movilidad del contaminante al variar las condiciones hidroquímicas, que, como se dijo antes, juegan un papel importante en la adsorción. En segundo lugar, la toxicidad de muchos contaminantes es función de la forma química en que se presenten. A los efectos de esta presentación las reacciones químicas se pueden clasificar en:

- Disolución-precipitación
- Especiación química e hidrólisis
- Oxidación y reducción.
- Disolución de mineral-neutralización.

El comportamiento de muchos contaminantes inorgánicos está controlado por la solubilidad de los mismos. Éste suele ser el caso de los metales pesados. La solubilidad es muy sensible a las condiciones del medio y del agua del acuífero, lo que la hace muy difícil de predecir. Sin embargo puede constituir el mecanismo fundamental para la eliminación de algunos contaminantes. De hecho, lo que se hace en ocasiones para remediar un problema de contaminación es inyectar algún producto que favorezca la precipitación del contaminante en cuestión. Tal puede ser la fijación de Fe^{++} y Mn^{++} por introducción de O_2 disuelto en el medio acuífero.

Respecto a la especiación química hay que tener presente que los valores de las concentraciones de los diversos solutos que se indican normalmente en los análisis químicos representan la concentración total de cada elemento, sin hacer referencia a su forma molecular o iónica. Sin embargo, los solutos suelen presentarse en la naturaleza en diversas formas. Como se ha dicho, estas formas pueden tener comportamientos dispares frente a la adsorción y a la disolución. Tanto los metales como los metaloides tienden a formar complejos y especies hidrolizadas. Dado que las concentraciones de metales suelen ser mucho más bajas que las de los compuestos con los que forman complejos (cloruros, carbonatos, sulfatos, etc.), basta que un pequeño porcentaje de éstos se ligue en forma de complejo para que la mayoría del contaminante se presente en esta forma, y cambie radicalmente su movilidad y comportamiento en el medio (Cherry et al., 1984).

Los procesos de oxidación y reducción juegan un papel similar al de los de formación de complejos. Su importancia principal es que afectan considerablemente a la movilidad de los elementos y, en ocasiones, a su toxicidad. El simple cambio de un ambiente oxidante a otro reductor a causa de la presencia de materia orgánica sólida o disuelta (por ejemplo por actividades humanas), puede solubilizar metales pesados, de vertidos o simplemente presentes en el terreno, como el hierro y manganeso. En Cataluña hay numerosos ejemplos.

Por último, la disolución de minerales puede favorecer el aumento de la contaminación si se disuelven especies que contienen al elemento contaminante, o su disminución, si la disolución del mineral da lugar a variaciones en las condiciones químicas que favorecen la adsorción, absorción o precipitación del

contaminante. En particular, este tipo de mecanismos puede conducir a neutralización de aguas ácidas. Por ejemplo, el agua procedente de plantas de tratamiento de minerales radiactivos suele tener un carácter ácido, lo que favorece la movilidad de muchos contaminantes, tales como radio, torio o uranio. La neutralización de los ácidos, frecuentemente debido a los minerales carbonatados, hace que se reduzca la movilidad de estos contaminantes, de forma que el movimiento del frente de avance de los mismos sea considerablemente más lento que el de los demás solutos.

Todos estos procesos se estudian mediante modelos químicos que tienen en consideración los diversos mecanismos implicados. Desafortunadamente, el hecho de que estos fenómenos sean muy sensibles a variables que son difíciles de controlar hace que su validez sea limitada. En la actualidad estas herramientas deben ser consideradas como de tipo cualitativo.

CONTAMINANTES ORGÁNICOS

El interés por los contaminantes orgánicos es relativamente reciente y está muy centrado en Norteamérica, donde se han identificado multitud de puntos contaminados. El hecho de que muchos de estos contaminantes sean muy tóxicos en concentraciones muy bajas (del orden de mg/m^3) ha favorecido el desarrollo de técnicas de análisis muy precisas (en realidad, éstas se han importado de otros campos de conocimiento). Todo ello ha dado lugar a que se desarrolle un clima de gran sensibilidad pública hacia estos temas que, a su vez, se ha reflejado en una mayor investigación y en el descubrimiento de nuevos focos contaminantes.

Esta sensibilidad es, de momento, mucho menor en Europa y casi inexistente en España. Esto es, probablemente, consecuencia de la ausencia de un marco legal adecuado y de insuficiente control respecto a este tipo de contaminantes. Cabe hacer excepción de los Países Bajos y Alemania, principalmente.

Los procesos que controlan la evolución de los contaminantes orgánicos son, en líneas muy generales, similares a los de los contaminantes inorgánicos. Sin embargo, las causas de estos procesos son normalmente muy distintas. Además, los contaminantes orgánicos, a diferencia de la mayoría de los inorgánicos, suelen degradarse a formas no tóxicas, aunque no siempre es así, y en ciertos casos los productos intermedios pueden ser tanto o más tóxicos, sobre todo cuando la degradación se realiza en medio reductor. Tal es la situación de ciertos pesticidas. En cualquier caso, con un ánimo clasificatorio, podemos distinguir entre los siguientes procesos: adsorción, reacciones químicas y reacciones biológicas.

La adsorción de contaminantes orgánicos es muy similar a la de los inorgánicos. Sin embargo, se ha observado adsorción en moléculas no polares, por lo que en principio no se puede atribuir a fuerzas electrostáticas. Si bien los mecanismos de adsorción no están muy claros en este caso, parece ser que se pueden atribuir a enlaces débiles de hidrógeno. Por lo demás, la caracterización de la adsorción también se hace mediante un coeficiente de distribución y, especialmente en suelos con altos contenidos de materia orgánica, puede constituir un extraordinario mecanismo de retardo.

En lo que respecta a las reacciones químicas, los procesos que tienen lugar en las aguas subterráneas pueden ser de oxidación, reducción o hidrólisis. Los contaminantes más susceptibles de degradación por oxidación son los fenoles y anillos aromáticos (Cherry et al., 1984). La hidrólisis puede jugar un papel importante en la degradación de los hidrocarburos halogenados y de algunos pesticidas. En cuanto a la reducción, su papel parece ser mucho menor y limitarse a ser un factor a considerar en la eliminación de un átomo halógeno ligado a un radical orgánico.



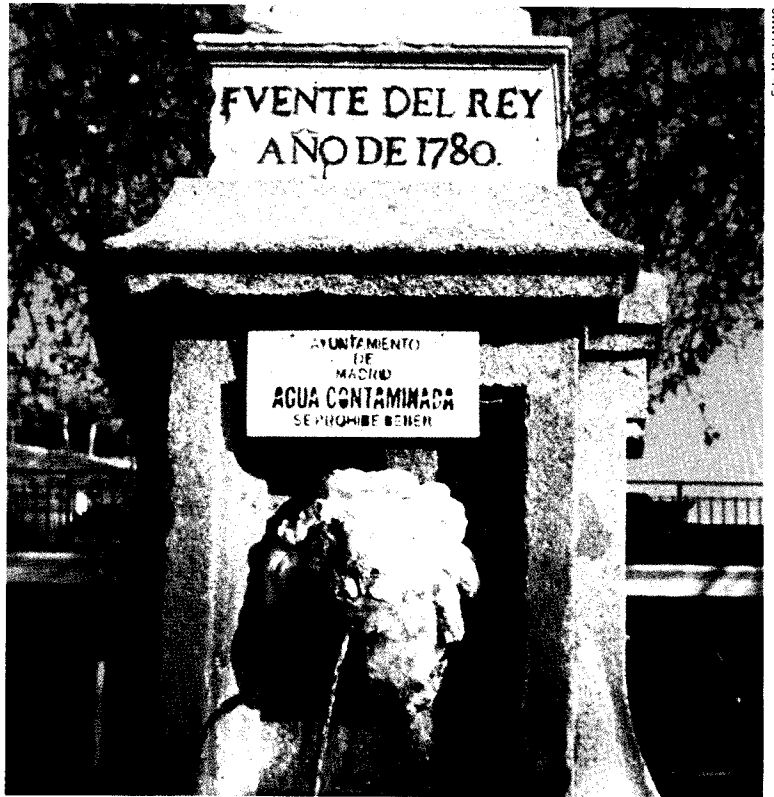


Foto: M.R. LLAMAS

Fig. 4. Fuente monumental en Madrid, final de un "viaje de agua" o mina de agua que había servido para el abastecimiento público. Se ha tenido que clausurar por contaminación orgánica y biológica derivada del alto grado de urbanización de su área de captación. (Cortesía de M. R. Llamas).

Las reacciones biológicas constituyen un campo de intenso trabajo y, según Cherry et al. (1984), pueden constituir el principal mecanismo para la degradación de algunos contaminantes orgánicos. Dicho autor ha medido concentraciones de 10^6 bacterias por gramo de material seco en muestras de acuíferos arenosos procedentes de diversos puntos contaminados por filtraciones de vertederos. Si bien estos valores son muy inferiores a los que se pueden medir en suelos agrícolas (10^8 - 10^9 bacterias por gramo), resultan suficientes para esperar una actividad microbiana significativa. La biodegradación en aguas subterráneas ha sido observada en multitud de ocasiones, pero no está suficientemente entendida. Por ello, en casos concretos es difícil y se limita a extrapolaciones de otras experiencias (véase Bitton y Gerba, 1984).

CONTAMINACIÓN MARINA

En los acuíferos costeros se produce el contacto entre el agua dulce y agua marina, más o menos bruscamente (interfaz de contacto) o a través de una zona de mezcla más o menos espesa (véase Custodio y Llamas, 1976, Sec. 13; Custodio y Bruggeman, 1987). En cualquier caso existe una cuña de agua marina penetrando tierra adentro; su extensión depende de las características del acuífero, y es una función inversa del flujo de agua dulce que se descarga desde tierra firme al mar. Eso quiere decir que cualquier extracción de agua dulce de un acuífero costero acaba por producir una reducción equivalente a esa extracción en la cantidad de agua que descarga al mar. Por lo tanto, el sistema agua dulce-agua marina evolucionará necesariamente hacia una nueva posición de equilibrio, con una cuña de agua salina más penetrante en el continente y una zona de mezcla más espesa, y con una reducción del espesor de agua dulce donde la parte inferior ya estaba ocupada por agua salina.

Eso acabará implicando salinización —o mayor riesgo de salinización por ascenso salino bajo los pozos— de las captaciones más próximas a la costa, o la mayor dificultad o imposibilidad de construir nuevas captaciones de agua dulce próximas al litoral.

En otro caso, como en el de sistemas multiacuífero o de varios subniveles acuíferos separados por acuitardos, la disminución del potencial hidráulico que entraña cualquier explotación de agua dulce puede fácilmente favorecer la penetración de aguas salinas ya existentes en otras formaciones diferentes de las explotadas.

Tanto en un caso como en otro el proceso de salinización puede ser lento, desde meses a muchos años. En acuíferos cautivos o subacuíferos profundos, la salinización puede irse desarrollando de forma totalmente inadvertida en la porción submarina y aparecer súbitamente o con una evolución relativamente rápida al cabo de un largo período desde el inicio de la explotación, a veces de hasta algunas decenas de años, durante el que aparentemente no sucedía nada.

En cierto modo se trata de verdaderos casos de sobreexplotación, sin que esta denominación entrañe necesariamente connotaciones negativas. Las extracciones de agua dulce durante el período transitorio se han ido manteniendo en buena parte gracias al consumo de reservas de agua dulce para mantener el flujo del agua dulce hacia el mar a medida que va siendo reemplazada por el agua marina.

No es posible explotar agua dulce en ningún acuífero costero sin producir a la larga cierto grado de salinización, y, por lo tanto, los recursos de agua dulce explotables son una función de la penetración admisible del agua salada en el terreno y del número de pozos costeros preexistentes que se pueden ir abandonando por salinización progresiva. Ésta es una decisión de gestión, bien sea adaptada a las directrices de un Plan Hidrológico o bien a las de una comunidad de usuarios, pero que requiere una cierta capacidad de manejo de las extracciones existentes y, en su caso, de acciones especiales destinadas a incrementar la recarga del acuífero en cuestión o al control de la penetración marina. Todos ellos son aspectos que entrañan dificultades tecnológicas, a veces difíciles de superar y, por supuesto, un coste que puede llegar a ser importante.

El hecho de condenar una parte de la franja costera con el fin de permitir el avance de la cuña marina necesario para poder extraer una cierta fracción de la recarga al sistema acuífero, entraña problemas hidrológicos y económicos. Tales son la ma-

por longitud de conducciones de agua, ya que en muchos casos hay que llevar el agua captada lejos de la costa a los puntos de demanda, que con frecuencia están muy próximos al litoral, así como mayores inversiones y costes de explotación, al ser la captación y el nivel del agua más profundos; no es raro que a veces, además, venga acompañado por menores transmisividades hidráulicas, lo que implica, además, mayores descensos o más pozos para obtener el mismo caudal.

La fase transitoria de un proceso de intrusión marina reúne todos los inconvenientes y ventajas de la sobreexplotación —en el sentido lato—, es decir, la duración limitada temporalmente de los recursos de agua dulce y de las obras para obtenerlos. Pero, por otro lado, proporciona la oportunidad de crear riqueza con un recurso inicialmente barato, en espera de un futuro en el que se necesite menos agua o se pueda acceder a otros recursos más caros o que requieran acumular una demanda elevada para su rentabilización. En este sentido puede ser que esta sobreexplotación temporal sea económicamente justificable, aunque hay que tener presente que un acuífero costero salinizado puede ser muy difícil de recuperar; a veces es imposible, ya que su inutilización puede entrañar problemas de pérdida de un depósito de agua local, con valor estratégico frente a catástrofes o accidentes en suministros a partir de aguas superficiales tratadas o de traídas lejanas (cortes de energía, ruptura grave de conducciones o de instalaciones, contaminación extraordinaria, inundaciones, ...), lo cual no siempre es socialmente aconsejable.

Además pueden existir otros problemas adicionales. Entre ellos cabe destacar el relacionado con la ocupación humana (población, industria, vías de comunicación, zonas de estacionamiento, sótanos, ...) de terrenos costeros que fueron de marisma y que quedaron desecados por la intensiva extracción de agua dulce; la salinización, al cabo de algunos años, de las aguas extraídas, da lugar al abandono de los pozos, y éste a la recuperación de niveles freáticos y, finalmente, al retorno a las condiciones iniciales de marisma, con los consiguientes problemas de encharcamiento y anegamiento (Custodio y Bayó, 1986).

Por otro lado, la protección contra la salinización en las zonas costeras, en el sentido de retraso del proceso de penetración marina y de situaciones favorables a la acción protectora, depende mucho de peculiaridades hidrogeológicas tales como continuidad de acuitardos y existencia de intercalaciones de baja permeabilidad. Las perforaciones no correctamente realizadas —las que producen rupturas en esos aislamientos— pueden convertirse en un vehículo de salinización permanente, de reparación a veces muy difícil y costosa. Esto hace referencia tanto a los pozos de explotación, como a los sondeos explotatorios y piezométricos.

ALGUNOS IMPACTOS DE LAS OBRAS CIVILES SOBRE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Los impactos de las obras civiles sobre las aguas subterráneas —por su significación territorial— pueden ser numerosos e importantes, tanto sobre la cantidad como sobre la calidad. Por supuesto, este impacto no se reduce al medio ambiente subterráneo, sino que acaba por repercutir en el medio ambiente exterior, a veces con gran retraso y, por lo tanto, con efectos acumulativos —acciones continuadas al no prever sus efectos diferidos o no observables directamente— y de muy difícil restauración. Esta restauración presenta dificultades tanto técnicas como económicas como de largo plazo de actuación, y por ello sus consecuencias sociales y de oportunidad, además de las económicas, pueden ser de relevancia.

No se consideran aquí aspectos sobre la cantidad, si bien estos aspectos pueden ser tan importantes como los relativos a la calidad. Tales son la detracción de recursos de agua subterránea por drenaje y el descenso concomitante de niveles piezométricos y productividad de pozos, el desecado de zonas húmedas de interés ecológico y la muerte de vegetación freatófica (que depende de la existencia de un acuífero a escasa profundidad), la mayor intrusión marina en áreas costeras, o el desplazamiento de masas de agua salina del terreno o en superficie al cambiar la circulación del agua subterránea.

También existen efectos por construcción de drenajes y alteración del flujo del agua subterránea, por cimentaciones, terraplenados, obras de contención, etc., que llevan a un aumento de niveles freáticos, encharcamiento, salinización de suelos por evaporación freática, etc.

OBRAS VIARIAS Y CONSTRUCCIONES

Los posibles efectos de las obras viarias y construcciones y de sus elementos anejos, sobre la calidad de las aguas subterráneas, pueden ser más importantes que sobre la cantidad, pero mucho más difíciles de evaluar y prever, y en muchos casos con aparición muy diferida y difícilmente relacionable con su causa.

Durante las obras de construcción se crean numerosas excavaciones que posteriormente se rellenan con materiales diversos, o que pueden recibir, mientras están abiertas, vertidos más o menos conocidos o piratas (estos últimos, desgraciadamente, muy frecuentes cerca de núcleos industriales y poblaciones). Las excavaciones acercan la superficie del terreno al nivel freático y en ellas se ha eliminado el suelo, con lo que a la posible concentración de contaminantes se suma el acceso más fácil al acuífero.

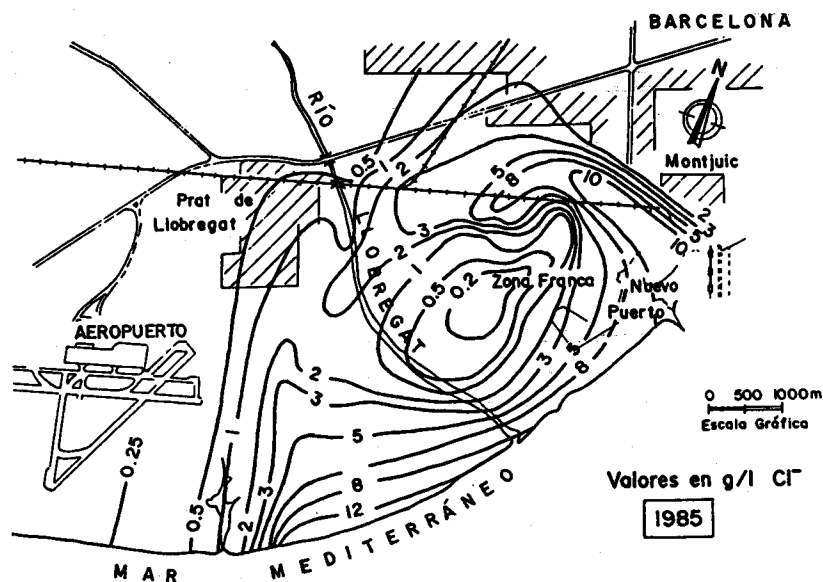


Fig. 5. Intrusión marina en el acuífero profundo del delta del Llobregat como consecuencia de intensas extracciones de agua subterránea. En la franja costera los valores iniciales del contenido en cloruro eran de alrededor de 0,2 g/l, igual a lo que aún estaba en 1985 en un área de baja permeabilidad sin extracciones significativas. (Modificada de Custodio y Bruggeman, 1987, y de Custodio y Bayó, 1986).



Fig. 6. Contaminación en el área de Gavá (Barcelona) por boro procedente del relleno de extracciones de arenas con escombros conteniendo pequeñas cantidades de residuos de tratamiento metalúrgico. (Modificada de Candela et al., 1980, y de CIHS, 1982).

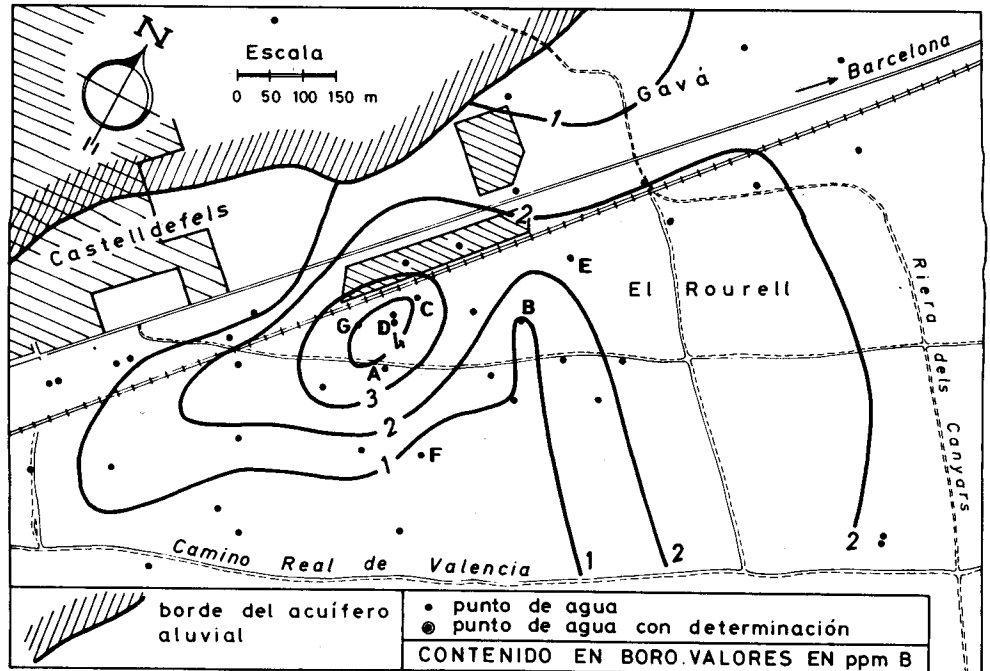


Fig. 7. Excavación para extracción de arenas en el delta del Llobregat y relleno simultáneo con escombros y basuras. Alto potencial contaminador y larga persistencia.



Foto: E. CUSTODIO

En ausencia de un buen control, los rellenos con basuras son frecuentes; normalmente producen lixiviados salinos de alta dureza y crean un medio reductor que favorece la incorporación al agua subterránea del entorno de hierro y manganeso, a veces de amonio, y en ocasiones aquélla adquiere olor sulfhídrico, o llega a burbujear metano.

El relleno con materiales llamados "inertes" puede ser también problemático, ya que, por ejemplo, los procedentes de derribos de edificaciones pueden contener yeso, fácilmente soluble, y ciertos suelos y terrenos removidos pueden liberar temporalmente nitratos o dar, por oxidación de sulfuros, altas cantidades de sulfatos y a veces acidez. Es importante destacar que vertidos de pequeñas cantidades de ciertas sustancias pueden tener grandes efectos si son nocivas al estado de trazas. Tal puede ser, por ejemplo, el caso de boratos en sustancias sólidas utilizadas en tratamiento de superficies en metalurgia y fabricación de maquinaria, ya que unos pocos mg/l hacen al agua tóxica para las plantas (Candela et al., 1980). Basta un vertido de 100 kg de esos residuos, mezclados con escombros, con un 20%

de boratos, para inutilizar algunos miles de metros cúbicos de agua subterránea. Lo mismo sucede con aparentemente inocuas impregnaciones con restos de aceites.

El funcionamiento normal de una obra viaria también implica riesgos a la calidad del agua subterránea. Por un lado cabe considerar las pequeñas pérdidas normales (de depósitos, inquemados) de carburantes y de aceites, así como el polvo de desgaste de neumáticos. El viento los deposita en el suelo de áreas vecinas, y la lluvia los lava y arrastra desde las bandas de rodadura y los lleva a las áreas de recarga de los acuíferos próximos. Esta materia orgánica se incorpora lentamente al agua subterránea, tal cual o a lo largo de la cadena de alteración y degradación en el suelo, y aunque su solubilidad es muy pequeña, y no suele alcanzar niveles de toxicidad al hombre, sí crea problemas graves organolépticos que hacen el agua impotable, a menos que sufra un tratamiento corrector. Estas sustancias, aunque en sí moderadamente tóxicas, pueden dar origen a otras mucho más tóxicas al ser esterilizadas con cloro, previamente a la distribución. Por otro lado, el aumento de materia orgánica en el suelo

y zona vadosa puede dar origen a un consumo excesivo de oxígeno, que, si no es repuesto adecuadamente, lleva a un medio anaerobio, con mayor propensión a la aparición de hierro y manganeso disueltos.

Las áreas de estacionamiento y de servicio de las redes viarias originan similares problemas, además de que la extensa pavimentación y superficie de compactación del suelo restringe mucho la aireación, de modo que en la parte del medio no saturado y acuífero situado debajo se pueden crear con facilidad medios anaerobios. La desaparición de vegetación de suelos antes vegetados produce durante un cierto tiempo la descomposición de materia orgánica, liberándose nitratos. Sin embargo, este efecto posiblemente no es importante más que en ocupaciones territoriales bastante extensas. Un problema adicional es el de las aguas residuales generadas en estas áreas y su evacuación. No es raro que se construyan pozos negros o fosas sépticas, con el consiguiente riesgo para el acuífero subyacente, pero esta actuación no es diferente de la de otras zonas urbanizadas, salvo por la mayor frecuencia de productos hidrocarbonados.

De no tomarse las precauciones adecuadas, a lo largo de las obras viarias y de las áreas de servicio es frecuente encontrar vertidos incontrolados, que se realizan aprovechando la facilidad de movimiento por la propia vía o las de servicio, entre otras circunstancias. Éstos son también focos de contaminación de las aguas subterráneas que han de considerarse.

En áreas con épocas frías, en las que se forma hielo sobre las bandas de rodadura y estacionamientos, para favorecer su fusión es frecuente el *tratamiento con sal* (cloruro sódico, a veces cloruro cálcico). La infiltración de estas aguas es una conspicua causa de contaminación salina de acuíferos a lo largo de las carreteras y en las proximidades de los lugares de acopio y almacenamiento de esta sal. En la literatura hidrogeológica abundan las menciones de este tipo de contaminaciones en Europa Central, Estados Unidos y Canadá, y no son pocos los conflictos legales que han originado con abastecimientos públicos y agricultores.

Además del funcionamiento normal, cabe considerar el funcionamiento anormal, tal como *accidentes* de circulación y *fugas* en depósitos de carburantes. Se trata de focos concentrados (puntuales), que potencialmente pueden afectar seriamente a la calidad de las aguas subterráneas. La literatura hidrogeológica abunda en ejemplos, y la legal en descripciones de pleitos. Ante accidentes con derrames es posible actuaciones rápidas para evitar la dispersión del producto contaminante, con retirada del terreno afectado, si bien a continuación aparece el problema de qué hacer con ese terreno; es necesario un tratamiento para eliminar el agente contaminante, o un vertido adecuado. En los sucesos que han dado lugar a la contaminación de aguas subterráneas puede ser necesario recurrir a *acciones descontaminadoras*, específicamente diseñadas, costosas y cuya eficiencia es a veces escasa. Con frecuencia estas acciones descontaminadoras han de incluir el medio no saturado, en especial si se trata de hidrocarburos volátiles. Como se verá más adelante, las técnicas empleadas varían desde bombeos de limpieza (con tratamiento posterior del agua extraída), a la creación de barreras físicas o hidráulicas; cada tipo de contaminante requiere una solución adecuada.

Esta posibilidad de accidentes, así como los problemas asociados al uso normal de la carretera, están normalmente consideradas en el establecimiento de áreas de protección de las captaciones de agua subterránea, y pueden obligar a modificar trazados si puede quedar amenazada una fuente de suministro de agua sin alternativas fáciles.

También las *extracciones de agua* asociadas a la obra viaria tienen implicaciones en cuanto a la calidad del agua subterránea, tanto las regulares, como las esporádicas, como las necesarias durante la obra. El cambio de la distribución del potencial hidráulico puede favorecer la penetración o desplazamiento de

aguas existentes de peor calidad, tales como la de ríos contaminados o de otros acuíferos más salinos. En áreas costeras, la reducción del flujo de agua subterránea al mar, conlleva un progresivo avance del agua marina y una extensión de la zona de mezcla agua dulce-agua salada. Efectos de este tipo pueden aparecer en el caso de pasos bajos o en túneles próximos a poblaciones, o por reducir la circulación del agua subterránea en pequeños aluviales.

Cabe considerar que hay zonas que anteriormente fueron anegadizas o pantanosas, y que una explotación intensiva de las aguas subterráneas las ha desecado. No es raro encontrar nuevas obras viarias en las que para su construcción no se tiene en cuenta esta naturaleza previa del área. Al cesar las extracciones de agua subterránea por diversas causas (ocupación urbana de terrenos regados con agua subterránea, abandono de pozos de abastecimiento o industriales por contaminación o salinización, o por desplazamiento urbano), los niveles freáticos vuelven a su estado inicial y se producen *encharcamientos* temporales en épocas de lluvia, por falta de capacidad de infiltración del terreno, o permanentes en puntos bajos, estacionamientos subterráneos, pasos inferiores, etc. Situaciones de este tipo se han presentado en los alrededores de Barcelona (Custodio y Bayó, 1986) y se mencionan también en otros lugares (Palma de Mallorca, Nueva York, alrededores de París y Lyon, etc.).

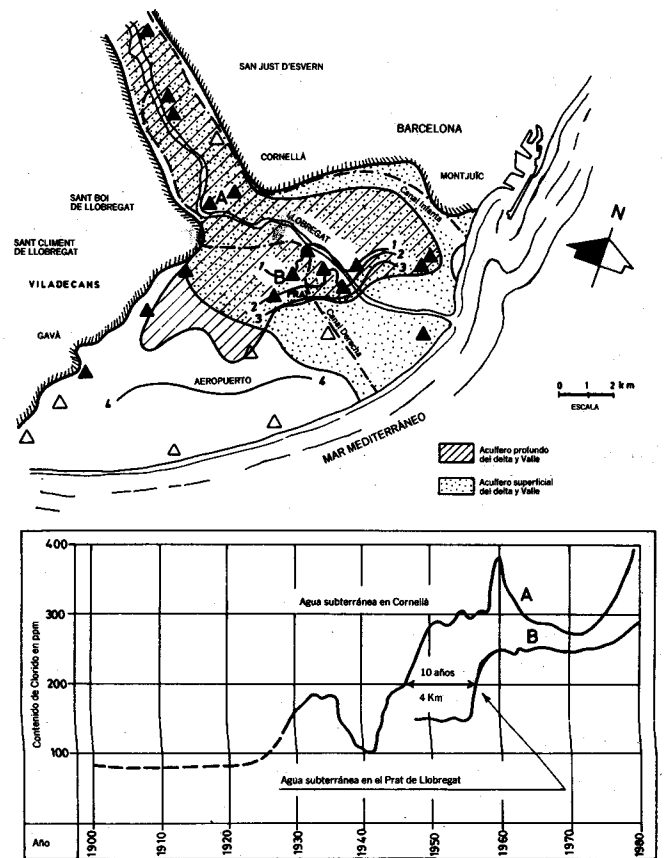


Fig. 8. Penetración en los acuíferos del delta del Llobregat y su valle bajo de las aguas contaminadas por sales que lleva el río. La infiltración se produce principalmente en la parte superior del valle bajo y se extiende como un penacho por el acuífero profundo hasta los pozos de extracción. En el acuífero superior se produce por infiltración del agua de los canales de riego alimentados por el río. (Modificada de Custodio y Bruggeman, 1987, y de CHS, 1982).

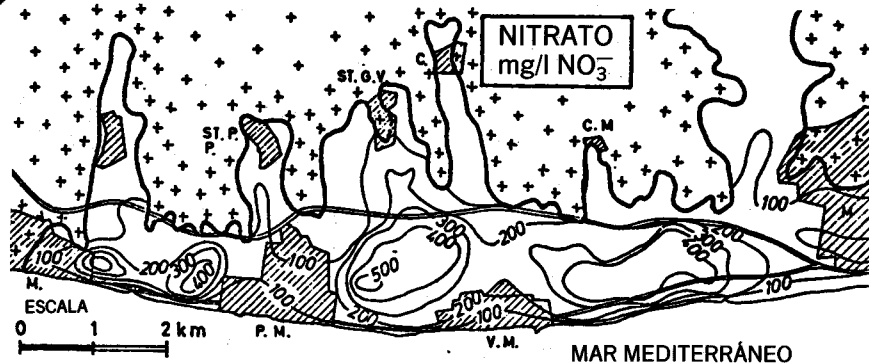


Fig. 9. Contaminación por nitratos de origen agrícola en la franja costera del Maresme (Barcelona). Se alcanzan valores de hasta diez veces el valor máximo aceptable en el agua potable. Las máximas se sitúan bajo las áreas de agricultura intensiva entre los núcleos de población. (Modificada de CIHS, 1982).

OBRAS HIDRÁULICAS

El impacto directo de las obras hidráulicas sobre la calidad de las aguas subterráneas es en general limitado —pero no nulo—, salvo en lo que se refiere a las obras de regadío. En cuanto a construcciones, excavaciones y otras actuaciones anejas vale lo dicho en el apartado anterior.

El regadío comporta la producción de excedentes de riego que, total o parcialmente (si hay drenaje), se infiltran en el acuífero freático subyacente. Además de un cambio hidrodinámico notable, ello supone la introducción de aguas de calidad diferente, por su origen, por haber sufrido procesos de evapotranspiración y por incorporar parte de nutrientes, correctores del suelo y pesticidas. El incremento progresivo de nitratos en el agua subterránea es un serio problema a nivel mundial, y claramente manifiesto en diversas áreas españolas (véase CIHS, 1982; IGME, 1985), frecuentemente acompañado de un aumento de sulfatos y bicarbonatos. En zonas secas y con métodos de regadío que producen pequeños excedentes —los que agrícola e hidráulicamente se consideran “eficaces”—, el agua infiltrada es salina, a veces mucho, y produce una progresiva degradación de la calidad del acuífero subyacente. En otros casos supone la movilización del suelo de compuestos tales como yeso y cloruros, como sucede en la Cuenca Media del Ebro, lo que repercute en la salinidad de los ríos y, a través de éstos, en los acuíferos a los que recargan natural o inducidamente.

Así mismo, la elevación de niveles freáticos a consecuencia del regadío puede llevar a que se produzca evaporación directa del agua freática, con lo que las sales disueltas se precipitan en el suelo y lo salinizan, haciéndolo inútil para el cultivo y para casi cualquier vegetación, a menos que se proceda después a establecer un drenaje y lavado con agua importada. Pero ello supone llevar esas sales a los ríos y, por lo tanto, posiblemente a otros acuíferos.

Las explotaciones hidráulicas para abastecimiento o riego alteran la distribución de potenciales hidráulicos en el acuífero, lo que puede suponer el desplazamiento de aguas superficiales o subterráneas de mala calidad hacia el acuífero de interés. El caso más común, aunque no el único, es el ya mencionado de la intrusión marina.

También puede favorecer la intrusión marina la excavación de puertos interiores y el dragado de los tramos finales de cauces para control de avenidas o navegación. Ello supone un avance tierra adentro de agua marina o agua salobre, que, en condiciones hidráulicas favorables, permitiría la contaminación de los acuíferos conectados. Efectos similares pueden producirse en los acuíferos ligados a los tramos finales de ríos costeros, cuando su recarga depende del río, en el caso en que se produzca un encauzamiento del mismo, ya que al fijar el cauce y aumentar la velocidad del agua se puede reducir la recarga y, por tanto, alterar el equilibrio agua dulce-agua salada en el acuífero. Similar efecto tienen el aumento de turbidez del río por vertidos y las excavaciones de áridos que luego se rellenan con materiales finos.

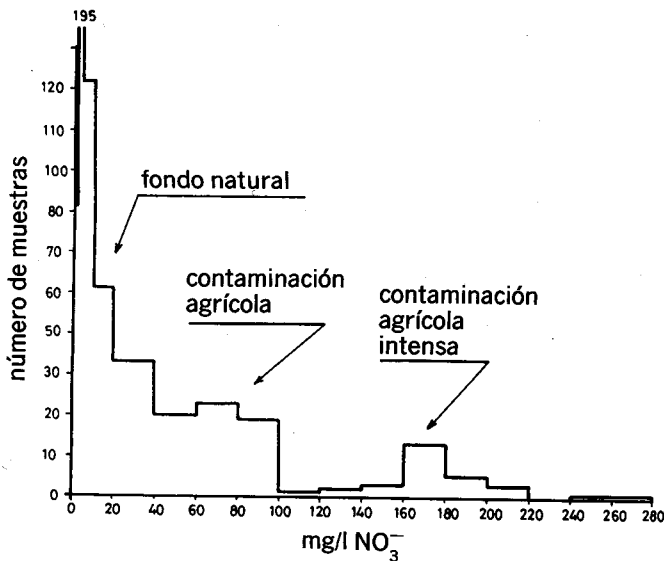


Fig. 10. Contaminación por nitratos de origen agrícola en la isla de Gran Canaria. (Modificada de CIHS, 1982).

OBRAS SANITARIAS

El mayor impacto de las obras sanitarias es la producción de sustancias contaminantes que puedan alcanzar el acuífero, aunque también hay otros similares a los anteriormente descritos, tales como los de la recarga o drenaje que puede producir una red de saneamiento.

Los vertederos de residuos sólidos suponen un riesgo concentrado, por cuanto se producen lixiviados con una alta carga contaminante. No se va a entrar en el detalle, puesto que el efecto se puede deducir de todo lo descrito en cuanto al comportamiento de contaminantes. La importante carga de materia orgánica crea muy fácilmente un medio reductor que da un penacho que se extiende según el flujo del agua subterránea hasta que esa materia orgánica ha podido ser oxidada, aunque a veces eso es muy difícil (ver CIHS, 1982). Entre otras cosas, en el medio reductor se produce fácilmente una reducción de sulfatos a sulfuros y una reducción de hierro y manganeso del terreno a solutos. El exceso de sulfuro o de metal pesado, según las circunstancias, da lugar a un agua de olor muy desagradable y/o la presencia de Fe⁺⁺ y Mn⁺⁺ muy molestos para el uso y tóxicos. En Cataluña hay numerosos ejemplos de estas situaciones (véase CIHS, 1982) debido a la multiplicidad de pequeños vertederos de basuras municipales, de residuos de granjas animales y de fangos de depuración. (Información adicional puede encontrarse en Cheremisinoff et al. 1984).

PROTECCIÓN Y VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS

Siendo los acuíferos origen de recursos de agua para diferentes usos, y entre ellos en lugar destacado el abastecimiento humano, las legislaciones y normativas tienden a su conservación. Aunque la destrucción o contaminación de un acuífero puede estar justificada dentro de un conjunto de planificación territorial, en función de obtener beneficios y ventajas de otra índole, en muchos casos la conservación es una opción prioritaria. Si bien para el abastecimiento humano, y en especial para grandes centros, es posible establecer complejos sistemas de captación, distribución y almacenamiento de agua, normalmente es prudente dejar elementos de seguridad ante accidentes, rupturas y situaciones de emergencia, capaces de garantizar un servicio. Bajo este aspecto los acuíferos pueden jugar ese papel estratégico. El abastecimiento de Barcelona utiliza con cierta frecuencia esta circunstancia.

Por otro lado, la población rural y dispersa en núcleos pequeños depende esencialmente de las aguas subterráneas para el abastecimiento de agua. El fallo de un acuífero por contaminación, o el cese de la recarga, pueden suponer el tener que emprender costosas obras de infraestructura de abastecimiento, problemas sociales entretanto se realizan y, a veces, dificultades de operación y mantenimiento del abastecimiento. De ahí el interés por la conservación.

La recuperación de un acuífero, en especial si está contaminado, es una tarea difícil, larga y costosa, y si bien puede ser técnicamente posible, lo más probable es que no lo sea económicamente, salvo en el caso de situaciones muy localizadas o de cortos tiempos de renovación con escasa retención en el terreno. Por ello se debe poner especial atención a la protección y a la adopción de medidas preventivas. Las medidas de evaluación del impacto ambiental tienden a ello.

En la protección de acuíferos es importante la conservación de la capacidad de eliminación y regularización de contaminantes que proporciona el medio no saturado, y de forma destacada el medio edáfico. También es importante la limitación y control de actividades potencialmente contaminantes, entre las que hay que incluir la propia agricultura y la evacuación de las aguas usadas. Actualmente, numerosos problemas de contenido excesivo de nitratos en las aguas subterráneas son a causa de las mismas.

En lo que respecta a las captaciones de agua subterránea, muchas normativas tratan de protegerlas, estableciendo *zonas de protección* alrededor de las mismas (Matthess et al., 1985), que en general comportan un pequeño entorno inmediato al pozo de 10 a 20 m, que debe ser aislado de cualesquiera actividades contaminantes, un área de protección próxima, en la que se limitan las actividades humanas (tiempo de tránsito menor que 30 y 60 días y radio de 100 a 300 m), y un área de protección lejana, en la que se mantienen determinadas restricciones en cuanto a almacenamiento, manipulación y uso de sustancias tóxicas o nocivas.

Se entiende por *vulnerabilidad* de un acuífero a la contaminación, una apreciación del riesgo de contaminación latente ante actividades en la superficie del terreno. Es un concepto muy mal definido y de utilidad limitada, pero que se emplea a nivel orientativo de cara a que los técnicos locales puedan conocer, mediante mapas establecidos a priori o mediante consideraciones sencillas, el tipo de riesgo existente para las aguas subterráneas ante determinadas acciones de utilización y ordenación del territorio, y en especial para la ubicación de vertederos de basuras y residuos. Todo ello en el bien entendido que la evaluación y estudio de un emplazamiento definitivo debe hacerse en cada caso concreto por especialistas. Un mapa o unos cálculos sencillos no pueden cubrir las complejas situaciones que se presentan.

En España, el Instituto Geológico y Minero de España ha iniciado la publicación de Mapas de Orientación al vertido de Residuos Sólidos, a escala 1/50.000. Para estimaciones rápidas, el método DRASTIC (Aller et al., 1985), preparado por la Agencia de Protección Ambiental norteamericana, es la herramienta más moderna disponible, si bien su aplicación requiere un cierto buen conocimiento del territorio y algunos conocimientos de hidrología subterránea. Otros comentarios pueden encontrarse en CIHS (1982), Jackson (1980) e IGME (1985). En van Duijverbooden y van Waageningh (1987) se reúnen los resultados de una reunión internacional sobre el tema.

La nueva ley de Aguas española (Ley 28/1985, de 2 de agosto, BOE de 8-8-85), en su articulado y en sus dos reglamentos (Real Decreto 840/1986, de 11 de abril, BOE del 30-4-86; Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, BOE del 31-8-88 y correcciones del 29-8-88), continúa las líneas de protección de los acuíferos y de estudios de impacto ambiental dentro de las ideas antes anunciadas, si bien falta en muchos aspectos su desarrollo y la experiencia de aplicación. Los comentarios pueden encontrarse en Custodio (1988). Otros, concernientes a otras normativas y de carácter general, en Travis y Etnier (1986).

RESTAURACIÓN DE ACUÍFEROS

Se entiende por restauración de un acuífero el conjunto de medidas que se han de tomar para devolverlo a las condiciones naturales o, al menos, a unas condiciones que no resulten nocivas. El coste de la limpieza de un acuífero suele ser tan grande que, en ocasiones, puede ser necesario designar al acuífero como permanentemente contaminado y no adecuado para el uso humano (PGWC, 1984; CIHS, 1982; Sahuquillo, 1986). Las implicaciones sociales, ecológicas y económicas de este tipo de decisiones pueden ser enormes y, obviamente, caen fuera del alcance de este trabajo; ya a ello se ha aludido al comentar la intrusión marina. Lo que está claro es que la prevención de la contaminación es mucho más económica que la restauración. Esto, unido al hecho de que toda el agua subterránea es móvil, hace dudar de la validez técnica del abandono de acuíferos, y pone de manifiesto la necesidad de prevenir.

Los mecanismos de restauración, e incluso la posibilidad técnica de hacerlo, dependen de las propiedades hidrogeológicas e hidroquímicas del acuífero y de la naturaleza química del contaminante. Por ello, la restauración va precedida de estudios extensos e intensos sobre el comportamiento del acuífero y del contaminante.

No existe una metodología genérica bien definida para la restauración, por lo que, en ocasiones, las soluciones adoptadas dependen del ingenio de los técnicos implicados y de un buen conocimiento del terreno, de la hidrología local y del comportamiento y características de los contaminantes. Pese a ello, se pueden establecer los siguientes grandes grupos de acciones:

- Eliminar las fuentes contaminantes y dejar la restauración a los mecanismos de dilución y reacciones químicas o bioquímicas.
- Eliminar el contaminante extrayendo el agua contaminada mediante pozos, drenes y/o zanjas.
- Acelerar la dilución mediante recarga artificial.
- Instalar barreras impermeables para contener la zona contaminada.
- Inyectar productos que conduzcan a condiciones en las que se reduzca la movilidad o la solubilidad del contaminante.
- Extraer el agua contaminada, tratarla y reinyectarla aguas abajo.
- Establecer, mediante pozos de bombeo e inyección, líneas de velocidad nula que contengan la zona contaminada.
- Excavar y eliminar la parte contaminada del acuífero.

Evidentemente, estas alternativas no son excluyentes y lo más frecuente es acoplar varias.



Un aspecto común a todas estas posibilidades es la necesidad de poder predecir con precisión la evolución de la calidad del agua en el acuífero. A su vez, esto requiere un volumen considerable de datos y, aun así, en muchos casos puede escaparse a las posibilidades de modelación (Carrera, 1985).

La solución más común es la primera. En muchos casos es suficiente eliminar la fuente contaminante para que las concentraciones del contaminante bajen a niveles aceptables en períodos relativamente cortos. De no ser así, se pueden bajar las concentraciones máximas extrayendo el agua en los puntos en que éstas aparezcan, y reinyectándola una vez tratada, o evacuándola con las debidas precauciones.

No es posible dar reglas generales ni se puede simplemente imitar soluciones adoptadas en otros lugares. Buena parte de los fracasos son por falta de un estudio adecuado y de las circunstancias propias del problema. Los éxitos han ido regularmente precedidos de un acertado análisis y evaluación del problema.

La posibilidad de inyectar productos químicos que favorezcan la degradación del contaminante, su precipitación o que disminuyan su movilidad está convirtiéndose cada vez más en una realidad. Este es el caso de la inyección de oxígeno en disolución para crear un ambiente en el que precipiten el hierro y/o el manganeso. También se han usado técnicas similares para fijar el cromo en la zona no saturada mediante reducción. En este contexto, cabe destacar la inyección de bacterias que asimilen contaminantes orgánicos específicos. Este es el caso con algunos insecticidas. También existen estudios conducentes a la reducción de nitratos a nitrógeno en el propio acuífero mediante la introducción de un reductor (metanol, etanol, hidrocarburo).

La instalación de barreras al transporte, ya sean artificiales o actuando sobre pozos de bombeo e inyección, suele limitarse a problemas muy graves y que reúnen condiciones apropiadas, ya que el coste, tanto de primera instalación como de mantenimiento, puede ser muy alto. El ejemplo clásico de instalaciones, que se ilustra en la figura 11, es el del arsenal de las Montañas Rocosas, situado en Denver, que se implementó con éxito y está ampliamente documentado (U.S. Army, 1982; Konikow, 1977).

La excavación se limita a contaminaciones altamente tóxicas, muy puntuales y con compuestos muy poco móviles. Esto hace que prácticamente sólo se lleve a cabo en el caso de derrames accidentales. Debe hacerse notar que en estos casos la excavación no es necesariamente la parte más costosa, ya que el vertido del terreno contaminado también puede ser un problema difícil de resolver. En los casos en los que se ha llegado a esta opción, el terreno se ha depositado en vertederos controlados de productos industriales muy tóxicos, en los que el coste del vertido es muy alto.

Esta sección concluye como empezó: la restauración de acuíferos es muy costosa y los resultados son frecuentemente inciertos. Por ello, como en tantos otros campos, es particularmente válida la sentencia "Más vale prevenir que curar".

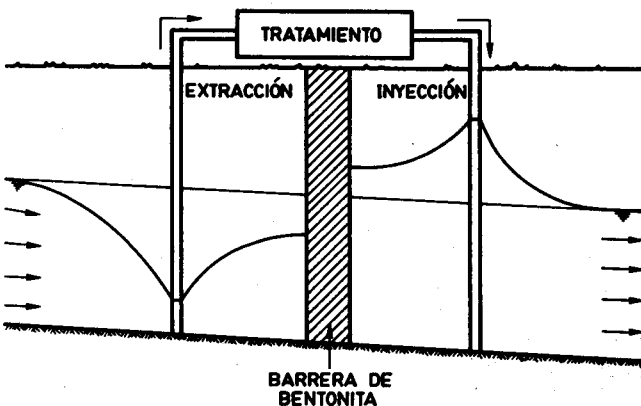


Fig. 11. Esquema de extracción-tratamiento-inyección con barrera artificial para la restauración de acuíferos.

APÉNDICE: ASPECTOS GENERALES DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y DE LOS ACUÍFEROS

CONCEPTOS GENERALES

Se llaman aguas subterráneas aquellas que ocupan total o parcialmente los poros o fisuras del terreno y, por tanto, están bajo la superficie del suelo. También pueden estar bajo la superficie de masas de agua, tales como ríos, lagos, o el propio mar.

Normalmente, bajo la superficie del suelo coexisten agua y aire en los vacíos del terreno, formando el *medio no saturado*, pero a partir de cierta profundidad todos esos vacíos están ya llenos de agua, sin aire, y entonces se está en el medio saturado. En ocasiones no existe medio no saturado, ya que el terreno está saturado desde la propia superficie, como sucede bajo ríos, lagos o el mar, o bajo zonas encharcadas o pantanosas. En otros casos las formaciones saturadas de agua no se encuentran hasta gran profundidad, a veces algún centenar de metros. En ocasiones pueden alternar en la vertical las zonas saturadas y no saturadas, e incluso bajo una masa de agua superficial puede existir medio no saturado, como es frecuente en el caso de ríos permanentes perdedores (que pierden agua por infiltración) cuando el lecho contiene materiales poco permeables.

Se llama *acuífero* a toda formación geológica que contiene agua a saturación de tal modo que es posible extraer ese agua con caudales económicamente interesantes mediante la construcción de captaciones apropiadas. De otro modo, la formación se llama *acuitardo*. El hecho de que un acuitardo no sea adecuado para extraer del mismo agua subterránea no resta valor a su papel hidrogeológico; pueden tener un papel relevante en la hidrogeología regional y aun local. Muchas formaciones acuíferas son en realidad una secuencia de acuíferos y acuitardos. La separación entre lo que es acuífero y lo que es acuitardo es subjetiva y varía según las circunstancias. Una formación que contiene agua pero no la transmite a efectos prácticos es un *acuícludo* o formación impermeable (si bien la impermeabilidad absoluta no existe), y la que ni contiene agua (carece de poros y fisuras) ni la transmite es un *acuífugo*.

Las anteriores consideraciones se pueden simplificar considerando que en el medio geológico saturado, en lo que al agua subterránea se refiere, existen dos funciones, la de *almacén* en poros y fisuras, y la de movimiento posible del agua o *capacidad transmisora* de la misma. Los acuíferos y acuitardos son almacén y transmisores, el segundo de ellos en grado limitado. Un acuícludo almacena pero no transmite y un acuífugo ni almacena ni transmite. Existen formaciones que a efectos prácticos no almacenan pero sí transmiten, como las rocas compactas fisuradas, y otras que almacenan en una parte (bloques) y transmiten mediante otra íntimamente ligada (fisuras), como las rocas porosas fisuradas. Son los llamados sistemas de *doble porosidad*. Un conjunto de acuíferos y acuitardos puede considerarse como una interpenetración de roca almacén (el acuitardo) que intercambia agua —dada la enorme superficie de contacto— con la roca transmisora (el acuífero), el cual, a su vez, puede jugar un papel de almacén más o menos importante.

FUNCIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS ACUÍFEROS

Todo *sistema acuífero* está formado por uno o más acuíferos, en su caso separados por acuitardos y a veces acuícludos, en general yaciendo sobre un medio de escasa relevancia desde el punto de vista hidrogeológico, a veces rocas muy consolidadas (zócalo) o arcillas.

El agua subterránea circula en los acuíferos (y entre acuíferos a través de los acuitardos) desde los puntos altos (elevado *potencial hidráulico*) hacia los puntos bajos (menor potencial hi-

drúlico) siguiendo los principios clásicos de la hidrodinámica (de mayor a menor energía potencial). Así, cabe distinguir unas áreas de entrada de agua —*recarga* o alimentación— y otras de *descarga*, siendo, en general, las primeras más extensas que las segundas. Entre ambas existe una zona de circulación, con desarrollo variable según las circunstancias peculiares de cada caso. En una zona de recarga el potencial hidráulico disminuye al descender a lo largo de una vertical, y crece en las zonas de descarga, mientras que en las de circulación horizontal varía poco en la vertical para un mismo acuífero.

La *recarga* se produce en su mayor parte por la fracción de la lluvia que no vuelve a la atmósfera como evapotranspiración (transpiración de las plantas más evaporación directa del suelo) y que no escapa como escorrentía de superficie (parte de la lluvia que no penetra profundamente en el terreno y que desaparece en pocas horas o días). La recarga en los acuíferos por la pluviometría puede variar desde algunos centenares de milímetros al año en climas más o menos lluviosos y templados, hasta unos pocos milímetros al año, o menos, en climas áridos. En otras circunstancias tiene importancia la recarga de fusión de nieve y la procedente de infiltración del agua de torrentes y ríos, y a veces lagos y embalses, donde ello resulta posible dada la situación potenciométrica. En general ello puede suceder en tramos de alta montaña con elevadas pendientes y materiales permeables, y en abanicos aluviales.

La *descarga* de los sistemas acuíferos se realiza por manantiales, concentrados o difusos, en general de forma más o menos continua, y a veces con gran constancia si se trata de grandes acuíferos. Los manantiales pueden ser salidas bien diferenciadas o áreas con humedades a lo largo de una zona o, más comúnmente, a lo largo de un río, al que le aumentan progresivamente el caudal (caudal de base). Un tal río se llama efluente o ganador o drenante, en contraposición al caso del párrafo anterior, que recibe el nombre de influente o perdedor o que recarga. Otras veces la salida es un área extensa encharcada o encharcadiza (humedal), que puede dar origen a un río o lago, o simplemente evaporar la mayor parte del agua directamente o a través de plantas freatofitas (que toman el agua directamente del medio saturado o de la franja capilar que lo limita). El área de descarga puede ser única, en el tramo más bajo, o existir varias a diversas altitudes. Las más profundas son menos variables que las más altas.

Todo lo expuesto es válido para cualquier tamaño de sistema acuífero y para cualquier diferencia de relieve. Es aplicable tanto para sistemas montañosos con variaciones topográficas de centenares de metros, como para sistemas de llanura con relieve decimétrico.

TIPOS DE ACUÍFEROS

Un acuífero que en su parte superior limita con el medio no saturado es un *acuífero freático* o *libre*. Al perforar en el mismo no fluye naturalmente agua hacia el sondeo mientras se está en el medio no saturado (el que está sometido a esfuerzos capilares), hasta llegar al acuífero. El nivel de agua alcanzado es el *nivel freático* y corresponde a la presión atmosférica.

Si el techo del acuífero es un medio de poca permeabilidad, aunque esté saturado el agua no fluye a la perforación en cantidad apreciable hasta alcanzar el contacto con el acuífero. Si entonces el agua está a mayor presión que la atmosférica, sube por el sondeo hasta igualar a la presión hidrostática en el acuífero. Es el *nivel piezométrico*. En este caso el acuífero se llama *cautivo* o *confinado* (también a presión), pudiéndose llamar *semiconfinado* si el techo y/o la base son en realidad acuitardos, con los que puede haber intercambios notables de agua a largo plazo, pero no a corto plazo.

Cuando la presión del agua en el acuífero cautivo o semiconfinado es suficiente para que a través del sondeo alcance la superficie, se produce un pozo *surgente*, y el acuífero recibe igual nombre. Antiguamente se habían usado los nombres de artesiano y artesianismo, pero el uso indiscriminado ha introducido confusión al aplicarlo indebidamente a otras circunstancias, y por ello es recomendable su abandono. Debe resaltarse aquí que en ocasiones también pueden perforarse sondeos surgentes en acuíferos libres cuando se está en las inmediaciones de zonas de descarga, como ríos efluentes o manantiales, ya que allí el potencial hidráulico crece con la profundidad.

Existen sistemas surgentes naturales en los que el sondeo es una fisura, falla u otro tipo de discontinuidad, y son con frecuencia el origen de manantiales, a veces de origen profundo, con aguas más calientes que lo normal en el territorio considerado (aproximadamente la temperatura media anual).

MOVIMIENTOS DEL AGUA EN LOS ACUÍFEROS

El movimiento del agua en los acuíferos se puede estudiar mediante el balance de conservación de masa en un determinado volumen, y es abordable mediante cálculo diferencial si se utiliza el concepto de volumen elemental representativo (VER). El VER es aquel volumen para el que los valores promedio de las propiedades hidrodinámicas del medio son estables y aún se mantiene lo suficientemente pequeño como para que se pueda considerar que se pueden aplicar los principios de cálculo diferencial, es decir que las funciones representativas de las propiedades y del estado son aceptablemente continuas y derivables.

El balance de masa requiere conocer la velocidad del agua subterránea (en tres dimensiones en el caso general), pero ésta no es directamente observable. La *Ley de Darcy* permite calcular esta velocidad vectorial a partir de suficiente número de puntos de medida del nivel del agua subterránea (en realidad de presión) y de la permeabilidad o conductividad hidráulica, que es una propiedad que puede variar en casi 10 órdenes de magnitud en formaciones naturales, y en casi 5 órdenes de magnitud en formaciones consideradas acuíferas. Es medible mediante ensayos de bombeo en pozos y en ensayos en perforaciones.

De forma simplificada, si k es la permeabilidad (L/T), i el gradiente hidráulico ($L/L =$ adimensional) y m la porosidad del medio (volumen de poros y fracturas en cierto volumen de terreno, adimensional), donde L representa dimensiones de longitud y T de tiempo, la velocidad real de flujo en el medio, v (L/T) es $v = (k/m) \cdot i$.



Fig. 12. Muestreo en un sondeo de observación con una pequeña bomba portátil y medida de valores químicos in situ.

Foto: E. CUSTODIO



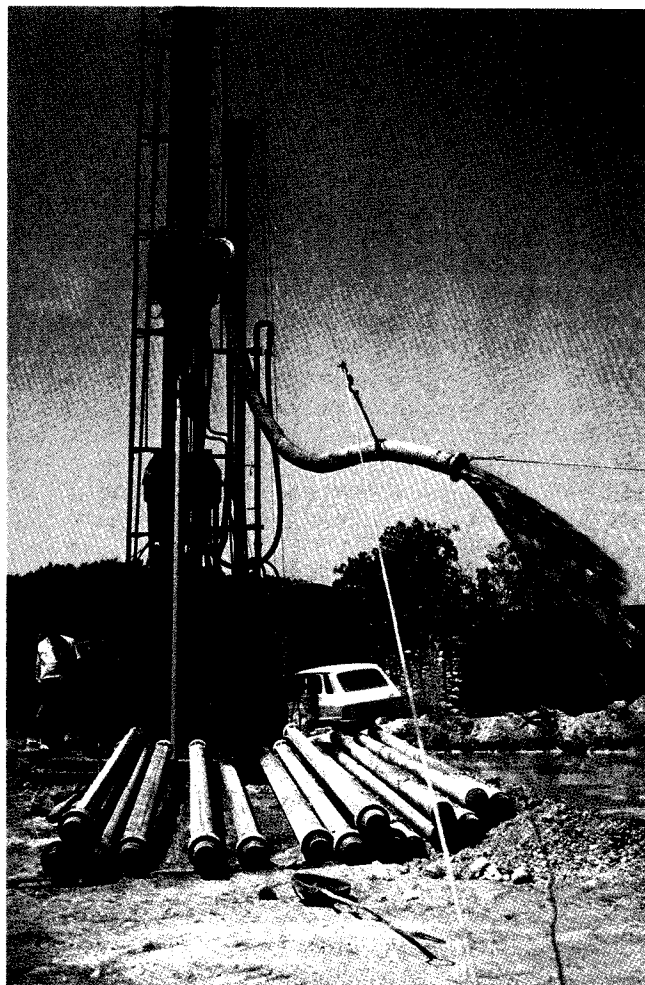


Fig. 13. Máquina para sondeos de reconocimiento profundos a rotación con circulación inversa y posterior instalación de un tubo de observación.

Los valores resultantes varían entre algunos m/día en casos normalmente rápidos, a algunos m/año en acuíferos pobres, y a mm/año o menos en acuitardos. Estas velocidades son insignificantes en comparación con las del agua de los ríos, en los que es del orden del m/s, es decir del orden del millón de veces más rápida. Ello supone que el tiempo de renovación o permanencia del agua en los acuíferos es mucho más lento que en los sistemas de agua superficiales, y que, siendo con frecuencia la escorrentía superficial y la subterránea similares en orden de magnitud, el volumen de agua en los acuíferos supera en mucho al de la renovación anual, mientras que en los ríos es al contrario.

Mientras que en un río el tiempo de renovación del agua es de días a semanas, o, como mucho, meses cuando hay lagos y embalses intercalados, en un acuífero es normalmente de años, cuando no de centenas y aun muchos miles de años en acuíferos cautivos o de gran espesor.

Ello no quiere decir que los efectos hidráulicos se transmitan con gran lentitud, ya que se trata de una propagación de una onda de presión en un medio con cierta pequeña elasticidad, y, por lo tanto, los cambios apenas suponen desplazamiento físico del agua en el acuífero. Un bombeo en un acuífero libre puede ser notorio en un río o pozo próximo en horas, y en minutos si el acuífero es cautivo.

De la misma manera, el paso del agua de recarga a través del medio no saturado es lento, a pesar de que el efecto de una lluvia, de un regadío o de una inundación temporal se pueda sentir en el acuífero infrayacente en un tiempo entre horas a pocos meses; no es más que la transmisión del efecto de modificación del estado de presiones, pero no implica movimientos importantes de agua.

Se puede admitir en muchos casos prácticos que la recarga actual produce el desplazamiento hacia abajo, tipo pistón, del

agua acumulada en el medio no saturado, originada por recargas anteriores. Si R es la recarga anual (L/T), m_f la humedad promedio del terreno (menor que la porosidad, adimensional) y H el espesor del medio no saturado, el tiempo de tránsito vertical es $\tau = m_f H/R$. Puede fácilmente comprobarse que en casos habituales puede variar entre años y varias decenas de años, salvo bajo regadíos intensivos con notables excedentes de agua, o donde hay encharcamientos frecuentes.

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA

El agua subterránea en estado natural contiene sales disueltas que proceden de la concentración en el suelo de las sales aportadas por la lluvia y el polvo atmosférico (efecto climático-edafológico, muy acusado en climas áridos), más aquellas que proceden de la disolución de los minerales del terreno (efecto litológico), en general por hidrólisis originada por CO_2 del suelo, y, en ciertos casos, por acción del oxígeno disuelto. En ocasiones se suman las sales residuales existentes en terrenos poco lavados; ello sólo sucede en formaciones muy recientes o en acuíferos de muy lenta circulación, con tiempos de renovación de muchos miles o aun millones de años. Tal es el caso de amplias zonas de la Cuenca Media del Ebro. El CO_2 del suelo está, normalmente, a presiones muy superiores (10 a 1000 veces) al de la atmósfera (0,0003 atm). Es la consecuencia de la oxidación en el suelo de la materia orgánica aportada por la vegetación. A estos efectos, las plantas actúan como una bomba accionada por energía solar que toma CO_2 atmosférico y lo concentra en el suelo.

Las características químicas del agua subterránea, y también las isotópicas (tanto en lo referente a isótopos estables como radioactivos de origen ambiental), guardan estrecha relación con el funcionamiento del sistema acuífero, y son de extraordinaria utilidad para su estudio.

En general, las aguas subterráneas son más mineralizadas que las aguas de escorrentía superficial directa originadas en el mismo lugar de la recarga. El agua subterránea es un muy importante agente de alteración de las rocas y de transporte de solutos o transporte de masa, y es la causa de transformaciones del relieve por toma de materiales en las zonas de recarga, y a veces por depósito en las zonas de emergencia. También se pueden producir lentas pero intensas y extensas transformaciones de las rocas por sustituciones de unos elementos por otros.

En materiales carbonatados —calizas y dolomías—, si existe abundante producción de CO₂ en el suelo, es posible que se produzca un conspicuo ensanchamiento de fisuras y creación de cavidades por disolución, en un proceso llamado de karstificación, y a veces la formación de espesas formaciones carbonáticas (travertinos y tobas calcáreas) en las emergencias. Procesos asimilables al de karstificación se pueden producir en yesos y anhidritas, y también en domos y diapiros salinos (de sal gema). El comportamiento del sistema jerarquizado de cavidades del karst es más próximo al de una cuenca fluvial, si bien el resto de la formación tiene un comportamiento más próximo al descrito para las aguas subterráneas.

Como regla general las aguas subterráneas están exentas de turbidez (salvo a veces la pequeña contribución del ácido silícico) y de gérmenes patógenos, salvo por problemas específicos que en general están ligados a captaciones (pozos y galerías) inadecuadamente construidas y operadas, o a sistemas de grandes fisuras o karstificados. Salvo por posibles excesos de salinidad, la calidad química es apropiada a ser utilizada para la bebida. La temperatura puede ser superior a la media del lugar. En ocasiones, si el agua procede de un acuífero en ambiente anaerobio (carece de oxígeno disuelto suficiente) puede tener iones ferrosos y manganosos disueltos, lo que afecta a la potabilidad. En similares circunstancias también puede tener sulfuros disueltos, lo que puede dar mal olor, pero desaparece rápidamente al airearse, y, por supuesto, no presupone la existencia de gérmenes patógenos. □

Emilio Custodio Gimena y Jesús Carrera Ramírez

Centro Internacional de Métodos Numéricos
Curso Internacional de Hidrología Subterránea
Departamento de Ingeniería del Terreno
E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos
Universidad Politécnica de Catalunya

REFERENCIAS

- Aller, L.; Bennett, T.; Lehr, J.H. y Petty, R.J. (1985). *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, EPA/600/12-85/018.
- Bitton, G. y Gerba, C.P. (1984). "Groundwater pollution microbiology". *Environmental Science and Technology*. Wiley-Interscience. 377 pp.
- Candela, L.; Custodio, E.; Fernández-Rubio, R. (1980). "Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat (Barcelona, España)". IV Coloquio Internacional sobre las Aguas Subterráneas. Acireale. Sicilia.
- Carrera, J. (1985). "La modelación del transporte de contaminantes en acuíferos: métodos de análisis y proceso de estudio. Aplicación a un caso real". Ponencia en la conferencia sobre Hidrología General y Aplicada, SMAGUA 85, pp. 151-175.
- Cheremisinoff, P.N.; Cigliello, K.A.; O'Neil, Th. K. (1984). *Groundwater-leachate: modeling/monitoring/sampling*. Technomic Pub. Co. Lancaster, Pa. 146 pp.
- Cherry, J.A.; Gillham R.W. y Barker J.F. (1984). "Contaminants in groundwater: chemical Processes". En *Groundwater Contaminations*. National Academy Press, Washington D.C., 46-65.
- CIHS (1982). *Análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas en España*. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. 2 Vols., 1350 pp. *Resumen y Conclusiones* (aparte), 28 pp.
- Custodio, E. (1988). "Impacto ambiental de las carreteras en la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas". *Impacto ambiental de las Carreteras*. Asoc. Esp. de Carreteras.
- Custodio, E. (1988). "La intrusión marina y los perímetros de protección en la nueva ley de Aguas". *Jornadas sobre la aplicación de la nueva ley de Aguas en la Gestión de las Aguas Subterráneas*. Zaragoza. Asoc. Int. de Hidrogeólogos, pp. 111-138. Actualización en 1989 con el título *Protección de la calidad de las aguas subterráneas en la ley de Aguas de 1985*. Fundación Universidad-Empresa. Madrid 52 pp.
- Custodio, E. y Bayó A. (1986). "Interactions between land-use and aquifer behavior in the surroundings of Barcelona (Spain)". *Symp. on Integrated Land Use Planning and Ground-Water Protection Management in Rural Areas*. Karlovy Vary, 1986. *Mém. Int. Assoc. Hydrogeologists*, pp. 90-97.
- Custodio, E. y Bruggeman, G.A. (1987). "Groundwater problems in coastal areas". *Studies and Reports in Hydrology*, nº 45. UNESCO. París. 596 pp.
- Custodio, E. y Llamas, M.R. (1976). *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega. Barcelona, 2 Vols. 2350 pp.
- Duijverbooden, W. van y Waageningen, H.G. van (1987). "Vulnerability of soil and groundwater to pollutants". TNO, Committee for Hydrological Research-National Institute of Public Health and Environmental Hygiene. *Proceedings and Informations*, nº 38. The Hague. 1143 pp.
- Iglesias, A. (1984). *Usos del agua en España*. Colección Informe. Instituto Geológico y Minero de España. 87 pp.
- IGME (1985). *Calidad y contaminación de las aguas subterráneas: informe de síntesis*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 3 Vols.
- Jackson, R.E. (ed.) (1980). "Aquifer contaminations and protection". *Studies and Reports in Hydrology*, 30. UNESCO París. 440 pp.
- Konikow, L.F. (1977). "Modeling chloride movement in the alluvial aquifer at the Rocky Mountain Arsenal, Colorado. U.S." *Geol. Surv. Water-Supply*. Pap. 2044, 43 pp.
- Llamas, M.R. (1984). "Política hidráulica y génesis de mitos hidráulicos en España". *Cimbra*, 218, 16-25.
- Llamas, M.R.; Custodio, E. y Ariño, G. (1985). *El proyecto de ley de Aguas*. Instituto de Estudios Económicos. Madrid. 166 pp.
- Matthes, G.; Foster, S.S.D. y Skinner, A. Ch. (1985) *Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection areas*. International Assoc. of Hydrogeologists. International Contribution to Hydrogeology, Vol. 6, 204 pp.
- PGWC (1984). "Panel on groundwater contamination: overview and recommendations". En *Groundwater Contaminations*. National Academy Press, Washington D.C., 3-20.
- Sahuquillo, A. (1986). *Planificación de recursos, contaminación y medio ambiente*. Universidad de Valencia. lección inaugural. 25 pp.
- Travis, C.C. y Etnier, E.L. (1986). "Groundwater pollution: environmental and legal problems". *AAAS Selected Symposium*, 95. Am. Assoc. for the Advancement of Science. Washington. 160 pp.
- U.S. Army (1982). *Selection of a contaminant control strategy for R.M.A. Rocky Mountain Arsenal Contaminant Control Management Team*. Borrador enviado al Estado de Colorado y al U.S.E.P.A.

NOTA

El texto y algunas de las ilustraciones de este artículo proceden de la ponencia presentada por los autores al Seminario «IMPACTE AMBIENTAL. Valoració i Quantificació. Actuacions Específiques» que, dirigido y coordinado por el equipo de la revista O.P., organizó en Sitges, del 18 al 22 de septiembre de 1989, la Universitat Tècnica d'Estiu de Catalunya, de la Fundació Narcís Monturiol.

