

comarca del Barcelonés y dentro del Área Metropolitana de Barcelona. Se extienden sobre 110 Km², de los que unos 80 Km² corresponden al delta propiamente dicho. Contienen importantes áreas agrícolas tradicionales de huerta y frutales, con uso intensivo del suelo, regadas con dos canales que toman agua del río Llobregat: el de la Derecha, que afecta a la mitad inferior de margen derecha del valle y al sector central del delta, y el de la Infanta, que afecta a toda la margen izquierda y en épocas pasadas a todo el sector oriental del delta.

El área está recorrida por el río Llobregat, que tiene una cuenca vertiente de 5000 Km² y una aportación media de casi 20 m³/s, con un régimen notablemente variable, entre menos de 4 m³/s en estiajes acusados y crecidas que pueden superar los 1000 m³/s (hasta 4000 m³/s). El régimen del río está actualmente modificado por una capacidad de embalse superficial de unos 140 hm³, además de muy numerosas pequeñas represas para energía industrial, y una reciente exportación de 6 m³/s de agua para abastecimiento, aguas arriba del área aquí considerada.

El valle bajo es una tradicional e importante vía de comunicación entre la costa y el interior, que permite pasar la cordillera litoral aprovechando las terrazas fluviales y algunos estrechos excavados por el río, que se ha encajado epigénicamente en épocas geológicamente recientes a lo largo de la debilidad de una falla de desgarre tarditerciaria.

También el valle es el asiento de varias importantes poblaciones, industrializadas desde el siglo pasado, aunque existen instalaciones que datan de varios siglos atrás. Las nuevas olas de industrialización de las décadas de 1920, de 1950 y 1960, y la actual, junto a las expansiones de las áreas urbanas, han ido tomando terreno a la agricultura en el valle bajo y en el delta, además de las áreas del aeropuerto internacional, de la expansión del puerto y de las áreas residenciales de playa y deportivas. La margen izquierda del delta está hoy urbanizada casi en su totalidad.

Junto a estas actividades han existido importantes, extensas y profundas extracciones de áridos (gravas y arenas) en los depósitos aluviales del valle bajo y delta, que han sido después rellenadas con tierras y escombros unas veces, y otras con basuras urbanas de Barcelona y poblaciones del área. Pueden contener vertidos incontrolados de residuos industriales tales como de tratamientos metalúrgicos, restos de fabricaciones cerámicas y de fibrocemento, aceites lubricantes y residuos de fabricación de ácido crómico. Por otro lado, además de la contaminación por vertidos urbanos e industriales del agua del río Llobregat, existen descargas de salmueras en la cuenca media, donde se extraen sales potásicas de las formaciones evaporíticas allí existentes, con lo que el agua fluvial está cargada en Cl⁻, Na⁺, Mg⁺⁺ y K⁺. La

existencia de buenos y muy transmisivos acuíferos en el área fué aprovechada el siglo pasado para regar las áreas no servidas con los canales en el valle y en el delta mediante pozos excavados dotados de mecanismos de noria, luego substituidos por bombas centrífugas. También se establecieron pozos industriales en las áreas marginales.

Desde finales del siglo pasado se constuyeron pozos surgentes en el delta para abastecimiento de numerosas masías y se inició la instalación de pozos profundos de gran caudal en Cornellà, y luego aguas arriba de Sant Feliu (pozos Estrella), para el abastecimiento de Barcelona. Inicialmente fueron pozos de gran diámetro para albergar las bombas de pistón accionadas por máquinas de vapor (Custodio y Llamas, 1976, Sec. 17), y luego ya con bombas centrífugas con capacidad de hasta 400 l/s. La capacidad conjunta de bombeo, cuando el acuífero tiene niveles freáticos altos, es de 2,5 m³/s. Las tomas de abastecimiento fueron exclusivamente de agua subterránea hasta finales de la década de 1950, cuando entró en servicio una planta de potabilización de agua del río para 5,5 m³/s. desde entonces los pozos pasaron a jugar, primero un papel de complemento de abastecimiento y, luego, al entrar en servicio una traida de agua adicional del río Ter (al norte), como reserva de emergencia, es decir, para cubrir el servicio cuando hay una avería en la planta potabilizadora, el agua del río no es depurable por exceso de turbidez o por contaminación excesiva o accidental - cosa que cada vez es más frecuente - o para complementar el abastecimiento en grandes estiajes, cada vez más severos a causa de las tomas aguas arriba.

En la década de 1920, en el Prat de Llobregat se estableció industria textil de fibras artificiales y luego de fabricación de papel, demandadoras de gran caudal de agua, a las que con el tiempo se les fueron uniendo otras, principalmente de automóviles, químicas, textiles y de construcción (fibrocemento y cerámicas) en especial en las décadas de 1950 a 1970 (Ferret, 1985). Las extracciones industriales de agua subterránea llegaron a 4 m³/s continuos en la década de 1970.

Las grandes extracciones de agua subterránea provocaron que se produjesen grandes descensos piezométricos que, además de suponer un mayor coste económico del agua y provocar la seria intrusión marina que se expondrá más adelante, hacían disminuir excesivamente las reservas en el valle bajo, necesarias para solucionar las situaciones de emergencia arriba comentadas. Por ello Sociedad General de Aguas de Barcelona (SGAB), la empresa concesionaria del abastecimiento a Barcelona, desde la década de 1940 viene realizando labores de escarificado del lecho del río en el tramo superior del valle bajo, para estimular la infiltración en situaciones favorables (aunque la

efectividad ha ido disminuyendo con el tiempo), y desde 1970 con la recarga del agua fluvial potabilizada con Comellà-Sant Joan Despí mediante pozos cuando se producen excesos, con capacidad de hasta 1 m³/s, y volúmenes anuales variables entre 0 y 25 hm³ (Custodio, 1986; Custodio et. al, 1982; Miralles y Cantó, 1984).

2. - ESTUDIOS Y TRABAJOS REALIZADOS

Los primeros estudios de detalle del área son posiblemente los de Moragas (1896), correspondientes al delta del Besós, al NE de Barcelona, y los de Santa María y Marín (1910). Después no hay trabajos publicados relevantes hasta 1964-1966, en que se realizan los estudios de recursos de agua del Besós y Bajo Llobregat (MOP, 1964 Y 1966); Llamas y Vilaró, 1967) por parte de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (hoy Junta d'Aigües de Catalunya) y el Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas (hoy del MOPT).

Dentro de estos estudios y como consecuencia de los mismos se realizaron numerosos sondeos de reconocimiento y se instaló una densa red piezométrica, cuyos datos forman parte de los anuarios de datos hidrológicos (anuarios de aforos del MOP publicados por el CEDEX, y actualmente por la Junta d'Aigües de Catalunya). También se formó un equipo de hidrología subterránea, hoy parcialmente disperso por razones político-administrativas, parte del cual se ha trasladado y se ha expandido en la Universidad Politécnica de Cataluña (Departamento de Ingeniería del Terreno). Dicho equipo dió lugar en 1966 al Curso Internacional de Hidrología SUBterránea, hoy Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea. Las personas componentes de estos equipos, han publicado numerosos trabajos, bien como Administración bien como Universidad, que son la base de la presente comunicación. Se ha dedicado especial atención a los temas hidrogeoquímicos, incluyendo los de isotopía ambiental, así como los de modelación numérica.

Entre las actividades singulares realizadas por la Administración Hidráulica destaca el Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo Oriental, dentro del que se realizó en España el primer modelo analógico (Anguita, 1971) y luego el primer modelo numérico (REPO, 1971; Cuenca y Custodio, 1971; Custodio et al., 1971). Después se realizó nueva modelación para los Estudios para el Plan Hidrológico del Pirineo Oriental (PHPO, 1985), en cada caso con actualización de inventarios y bases de datos, y mejora de la red de observación existente. Otros estudios son de carácter más restringido, parte de los cuales se citarán en el texto en el momento oportuno.

Los notables problemas de disponibilidad, conservación y calidad del agua subterránea en el área, analizados en los estudios pioneros y avanzados de la Administración Hidráulica y la Universidad, crearon las condiciones para la gestión en 1976 y su creación en 1981 de la Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas del Sector Oriental del Delta del Llobregat (Galofré, 1991; Ferret, 1985) para proteger y conservar sus recursos. Ha sido la primera creada en España, y todavía dentro de la antigua Ley de Aguas de 1879, que consideraba las aguas subterráneas "res nullius" y propiedad del que las extrayese. Por su parte la Administración Hidráulica trató también de proteger los acuíferos extendiendo a todo el valle bajo y delta la llamada "zona de policía de aguas", es decir la zona en que era necesario autorización del Estado para captar agua subterránea con el fin de considerar las posibles afecciones a las aguas superficiales, que eran públicas y administrativas por el Estado. La norma se publicó como Orden Ministerial, para no la complicación de una ley de mayor rango a causa de los conflictos competenciales con otros Departamentos Ministeriales y además de los problemas de atribuciones y exclusividades de los Cuerpos de Ingenieros, con lo que tuvo poca eficacia, no fué respetada por otros Departamentos - en especial la sección de Minas del Ministerio de Industria, más interesada en los permisos de extracción de gravas y arenas, en las autorizaciones de aguas privadas y en sus privilegios que en su papel de servicio. Lamentablemente ciertos grupos de profesionales poco escrupulosos convencieron a los administrados respetuosos de la ley para que realizasen proyectos y trámites costosos, que además resultaron inútiles, pues la Administración Hidráulica hizo pronto dejación de sus obligaciones, abandonando la vigilancia y conservación de las aguas subterráneas, aunque afortunadamente no el control y ni los estudios.

Con la entrada en vigor de la nueva Ley de Aguas de 1985 todas las aguas pasaron al dominio público administrado por el Estado y la constitución de Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas ha quedado establecida legal y reglamentariamente. La del Sector Oriental del Delta del Llobregat, antes mencionada, ha pasado a serlo de todo el valle bajo y delta y es también la primera constituida en España dentro de la nueva legislación.

3. - ACUÍFEROS Y SU FUNCIONAMIENTO

Tal como muestra la figura 2, en el valle bajo del Llobregat existen depósitos de gravas y arenas de alta permeabilidad (200 a 1000 m/día) que forman varias terrazas fluviales (Solé Sabaris, 1963; Llamas y Molist, 1967), si bien en profundidad solo ocupan una porción del valle, lo que reduce la anchura útil cuando los niveles freáticos son bajos.

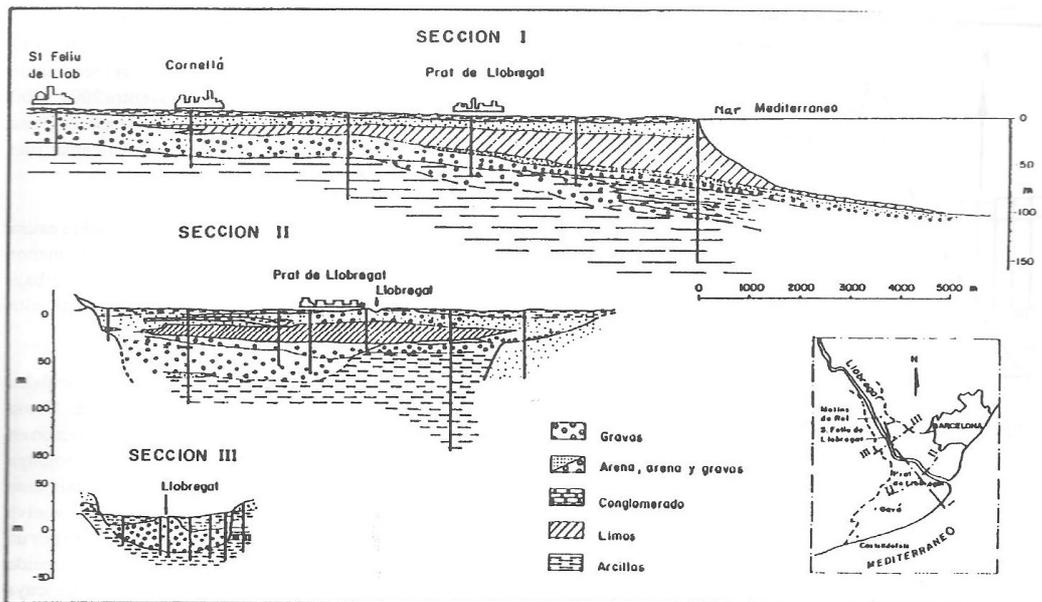


Figura 2. - Cortes esquemáticos representativos del valle bajo y delta del llobregat (modificado de MOP, 1966; Llamas y Molist, 1967; Custodio et al., 1971; Bayó y Custodio, 1989; Manzano, 1986; Iribar, 1992).

Estos depósitos se continúan en el delta, donde se hunden y se relacionan lateralmente con depósitos de playa, eólicos y de abanicos aluviales de las rieras laterales tributarias, formando un manto acuífero depositado cuando el nivel del mar estaba unos 100 m por debajo del actual (glaciación Würm). Tras la transgresión marina que se inició hace 11000 años y culminó hace unos 8000 años en niveles muy próximos al actual (Riba, 1981), en ambiente de estuario se depositaron materiales finos de limos y arcillas, con niveles de arenas finas y abundante materia orgánica, y turbas en la parte inferior (Marqués, 1984; Manzano, 1986). Estos depósitos confinan el manto acuífero, si bien lateralmente son cada vez más arenosos y se indentan lateralmente con aportes de las rieras. Una vez relleno el estuario, los aportes terrígenos, buena parte de épocas históricas (desde hace 2000 años) a causa de la deforestación y establecimiento de la agricultura en la cuenca del río, además del posible efecto de la evolución climática, formaron una extensión progradante mar adentro, con sucesivas barras de crecimiento, cuyo resultado es el delta actual, de forma redondeada a causa del efecto de las corrientes marinas (Bayó, 1989; Bayó y Custodio, 1989). El relleno de estuario quedó cubierto por arenas litorales y fluviales, restos de cauces divagantes ocupados por gravas y arenas, y lagunas rellenas de limos y arenas. Posteriormente una parte fue recubierta por los limos de llanura de inundación del río y rieras, que forman los

excelentes campos de cultivo del valle bajo y delta, y por algunas formaciones costeras de dunas.

El sistema acuífero queda así formado por tres unidades principales:

- 1) el acuífero único del valle bajo, libre;
- 2) el acuífero profundo del delta, cautivo en su mayor parte;
- 3) el acuífero superficial (superior) del delta, en general libre, aunque puede estar localmente confinado por los limos de llanura de inundación.

El acuífero del valle bajo es el principal almacén y se prolonga en el acuífero profundo del delta, el cual se extiende mar adentro hasta subaflojar en el fondo oceánico a unos 4 Km de la costa y a 100 m de profundidad, según el esquema geológico del fondo marino (fig. 3). La conexión submarina se ha demostrado hidráulica y geohidroquímicamente mediante iones principales e isótopos ambientales (Custodio et al., 1992). El acuífero superficial del delta tiene conexión hidráulica con el acuífero del valle bajo y el profundo del delta en los límites del delta, donde el nivel confinante (acuitado) se acuña y se vuelve arenoso.

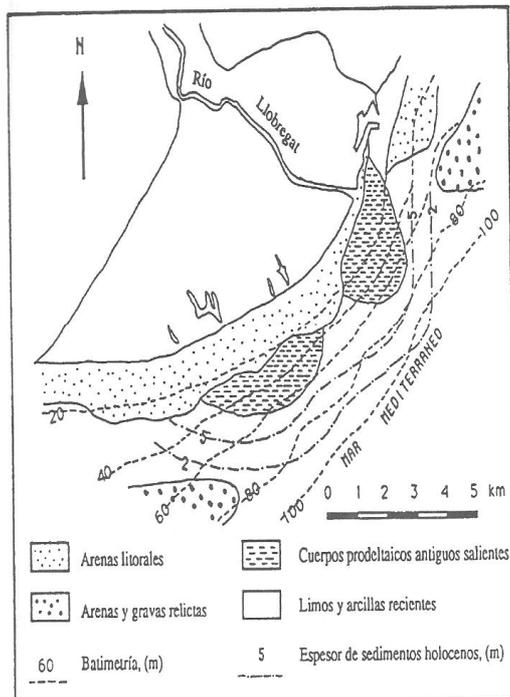


Fig. 3. - Geología de la porción submarina del complejo deltaico del Llobregat según los estudios realizados por Serra y Verdaguier (1983), modificado por Manzano (1985) y Manzano et al. (1986-87).

El nivel confinante en la parte central del delta es muy poco permeable en sentido vertical y mantiene buena parte del agua salada de formación, que en no más de 8000 años de gradiente vertical ascendente solo ha sufrido un lavado incipiente o parcial, y que 30 años de notables gradientes verticales descendentes creados por la explotación apenas han modificado la situación (Peláez, 1983; Custodio, Bayó y Peláez, 1971; Manzano, 1991; Manzano et al., 1990).

Los pozos principales de explotación extraen agua de los acuíferos del valle bajo y profundo del delta por razones de alta productividad (hasta 400 l/s, con valores frecuentes de 50-100l/s), ubicación, ausencia de contaminación general por actividades humanas próximas (aunque se lejanas, como se verá más adelante) y carecer de problemas graves de arenas finas. Esto último permite la perforación a percusión con cable utilizando una cuchara con émbolo para limpieza intensa, al tiempo que se hinca directamente la entubación con la rejilla (sistema M. Xartó), con lo que se consigue un excelente desarrollo mientras se perfora el acuífero. El cierre

de las arcillas y limos del acuitardo contra el tubo produce un suficiente aislamiento del acuífero superficial cuando se perfora en el delta. Se han perforado varios centenares de pozos mediante este sistema, con diámetros entre 200 y 1000 mm, de los que se dispone del corte y datos de aforo. Otras técnicas de perforación más rápidas y sofisticadas dan resultados muy inferiores.

El acuífero superficial es muy poco explotado a causa de los reducidos caudales (poca profundidad y menor permeabilidad), problemas de arrastres de arenas finas y baja calidad mineral del agua, además de la frecuente alta contaminación.

En la figura 4 se indica la situación de las principales captaciones así como la evolución de extracciones. Como consecuencia se produce un amplio embudo de depresión en el acuífero profundo que abarca todo el delta y se prolonga por el valle bajo, de forma tal que el río, que inicialmente actuaba de dren en un buen tramo del mismo, se vuelve perdedor y además queda separado del nivel freático por un espesor variable de medio no saturado. Esto está favorecido por los depósitos menos permeables de fondo del cauce, cuya remoción depende de crecidas extraordinarias del río. En la figura 5 se indica la evolución piezométrica en puntos seleccionados y en la figura 6 un ejemplo de la piezometría resultante. El acuífero superficial del delta mantiene un domo central de agua a causa de la recarga de lluvia y de excedentes de riego, hoy de menor extensión a causa de los drenes agrícolas y periféricos del aeropuerto; en los bordes se producen depresiones a causa del drenaje descendente hacia el acuífero profundo, allí donde el acuitardo se hace suficientemente permeable o desaparece.

En la figura 7 se muestra esquemáticamente el funcionamiento del sistema acuífero en estado natural (antes de 1900) y actual, notablemente perturbado por las extracciones. En estado natural el acuífero del valle era recargado por aportes de lluvia y flujos laterales, y en el tramo alto también por infiltración de agua fluvial (cauce del río muy permeable y de alta pendiente); descargaba al río en la parte inferior del valle (zonas encharcadizas) y alimentaba al acuífero profundo del delta, el cual a su vez descargaba agua en el fondo marino. Para ello debía mantenerse una altura potenciométrica de 2,5 m en la emergencia submarina (equilibrio con el agua del mar más densa). La altitud de 11 m en el tramo inferior del río en el valle bajo (zona de descarga) permitía mantener ese potencial y un gradiente suficiente para una cierta circulación, lo que explica que el agua salada inicial hubiese ya sido expulsada (salvo en áreas alejadas poco permeables) y que los primeros pozos perforados fuesen surgentes. También se producían descargas ascen-

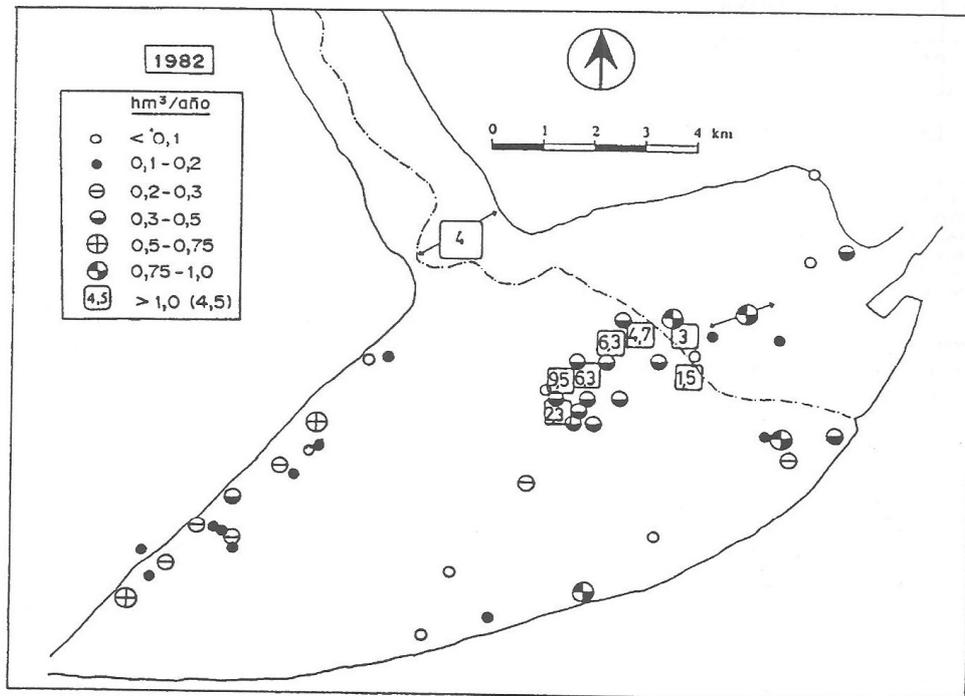
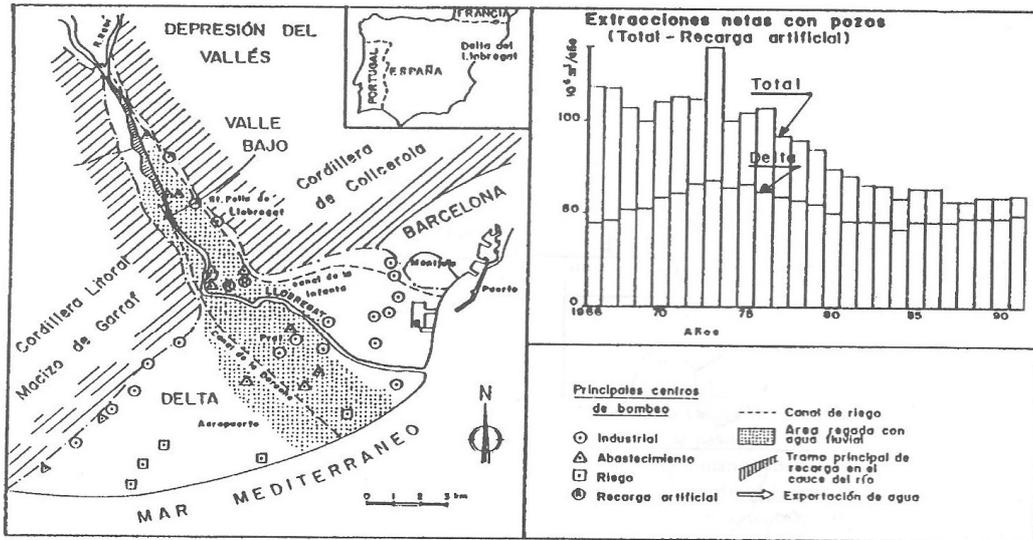


Fig. 4. - Extracciones de agua subterránea en el valle bajo y delta del Llobregat. Arriba: tipos de extracciones (1982), lugares de recarga artificial, evolución de las extracciones totales netas (extracción menos recarga artificial con pozos) en toda el área y extracciones en el acuífero profundo del delta. Abajo: localizaciones. Datos de Iribar (1992), Comunidad de Usuarios del Bajo Llobregat y diversos.

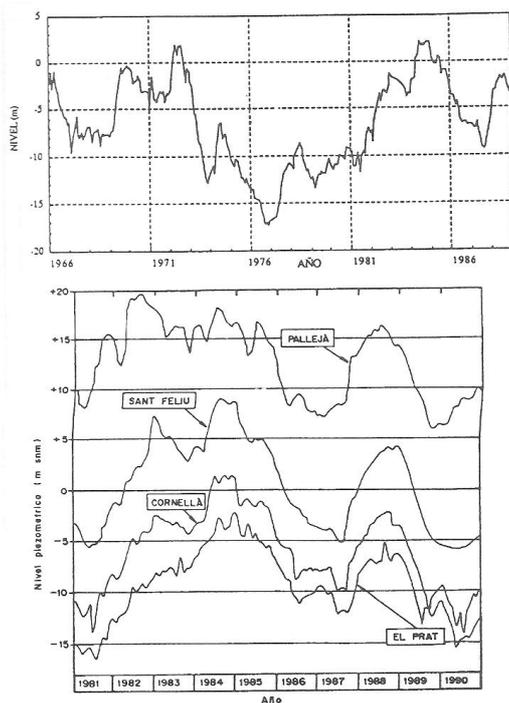


Fig. 5. - Evoluciones piezométricas en puntos seleccionados. Arriba: evolución en Cornellà durante el periodo de modelación. Abajo: comparación de las evoluciones en cuatro puntos a lo largo de una línea de corriente, desde la parte alta del valle bajo (área de estimulación de la recarga fluvial por escarificado del lecho del río) hasta el área de máxima extracción del acuífero profundo en el centro del delta. Datos de la JAC y de SGAB.

dentes en áreas laterales de baja cota, manteniendo humedales. Desde la transgresión marina se han ido acumulando aluviones en el valle bajo; inicialmente la elevación no sería suficiente para forzar la expulsión del agua salada; pero esta sería ya posible cuando la cota fuese ya de 2,5 m. Esto pudo suceder ya hace algunos miles de años, aunque no se ha estudiado en detalle. Recientemente la cota del lecho del río ha disminuido a causa de las extracciones de áridos y encauzamiento del río con rectificación de su cauce, pero la evaluación es suficiente como para no cambiar de forma importante de situación descrita.

En estado perturbado el río se ha vuelto perdedor en toda su longitud en el valle bajo, se ha perdido la surgencia en el delta, se han desecado los humedales laterales y de final del valle, y se produce la penetración de agua del mar por el afloramiento submarino. En la parte alta del valle bajo, en épocas de niveles freáticos bajos, el espesor saturado se llega

a reducir tanto que los pozos tienen problemas para extraer el caudal habitual, y las reservas estratégicas de agua se reducen peligrosamente. La recarga procede en gran manera de infiltración de agua del río y de excedentes de riego en las áreas de cultivo del valle bajo, aunque también contribuyen los aportes laterales superficiales y subterráneos de las pequeñas cuencas vertientes. A estas recargas deben añadirse la estimulada en el cauce y la artificial en pozos antes mencionadas. En la figura 8 se indican esquemáticamente estos diferentes elementos del balance.

Este esquema de funcionamiento viene corroborado por la modelación numérica y sobretodo por los estudios geohidroquímicos de distribución y evolución de los iones disueltos y de los isótopos ambientales del agua en el sistema acuífero (Custodio, 1967; Custodio et al., 1971; 1992; Iribar, 1992; Marques da Silva y Custodio 1988; CIHS, 1991). En ningún caso han encontrado aguas dulces antiguas en las partes menos permeables del acuífero profundo del delta con edades corregidas superiores a 2000 años.

Los balances de agua obtenidos por modelación (PHPO, 1985) se resumen en la tabla 1 y se representan gráficamente en la figura 9. Aunque nos es factible una separación detallada de la recarga de agua fluvial en el cauce del río y a través de retornos de riego, se aprecia una influencia cada vez menor de la recarga en el cauce fluvial. Ello se explica por la conjunción de:

- mayor turbidez del agua a causa de vertidos aguas arriba y lavados de áridos, lo que acelera y agrava el proceso de colmatación del lecho;
- reducción de los puntas de crecida del río por mayor regulación en cabecera mediante embalses de superficie, lo que reduce el área mojada y la reemoción de finos del lecho;
- encauzamiento del lecho del río dejando un cauce rectilíneo estrecho de aguas bajas, muy colmatado;
- derivación de aguas para abastecimiento aguas arriba.

Esta reducción de recarga ha ido paralela a la disminución de extracciones de agua subterránea por mejoras notables en el uso industrial, eliminación de industrias marginales, más seguro funcionamiento de la estación de potabilización de agua del río y más recarga artificial con pozos. Desde 1981 a 1985 las extracciones de SGAB para abastecimiento a Barcelona estuvieron aproximadamente compensadas por la recarga artificial, pero a partir de entonces el empeoramiento de la calidad del agua del río y un periodo de tendencia seca han hecho aumentar las extracciones,

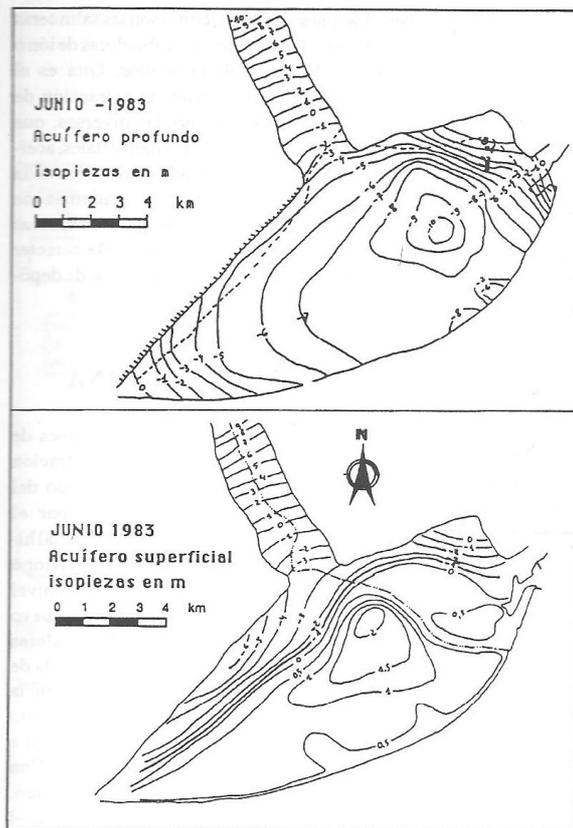


Fig. 6. - Piezometría de los acuíferos del valle bajo y delta del Llobregat en junio de 1983. La forma general no cambia con el tiempo. Figura superior: acuífero del valle y profundo del delta; las líneas de trazos indican el límite de confinamiento; las isopiezas se extienden más allá de ese límite, por el valle bajo (acuífero único) y hacia los laterales, donde el goteo desde niveles superiores es importante. Figura inferior: acuífero superficial (superior) y valle bajo.

solo compensadas por nuevas reducciones de los bombeos industriales, y por problemas locales en el valle bajo a causa de escaso espesor saturado.

El análisis del comportamiento del acuífero profundo del delta se ha realizado con un modelo de flujo y transporte de cloruros, que utiliza calibración automática por el método de máxima verosimilitud (Carrera y Neuman, 1986; Carrera, 1990) e implementado como TRANSIN II (Medina et al., 1989). Los resultados más significativos se incluyen en la figura 9 (inferior).

La contaminación salina del agua del río Llobregat (Díaz et al., 1978; Custodio y Queralt, 1982) permite

determinar tiempos de tránsito en el acuífero principal, entre el final del valle bajo y el centro del delta (fig. 10). También los datos de tritio, distribuidos irregularmente a lo largo del tiempo permiten confirmar esos datos y determinar el tiempo de renovación en el acuífero del valle bajo (fig. 11), coherentes con los datos hidráulicos.

4. - CAUSAS DE LA DEGRADACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Inicialmente las aguas subterráneas del sistema acuífero del valle bajo y delta del Llobregat eran de buena calidad aunque ligeramente cloruradas (efecto de paso del río por áreas evaporíticas) y duras (dominancia de materiales carbonatados), excepto a partir del delta, donde aún quedaban algunas zonas agua salina residual en proceso de expulsión, sobretudo en el área SW. En el acuífero profundo del delta, cerca de la costa, existían áreas de menor permeabilidad con aguas de ambiente muy anóxico, con reducción de sulfatos y presencia de sulfuros y hierro disueltos, además de deprendimiento de gas metano.

Con el tiempo se ha producido una notable degradación de la calidad, parte de cuyas causas se presentarán en los apartados que siguen. Sintéticamente las principales causas de degradación son, de acuerdo con la forma de producirse:

- a) distribuidas sobre la superficie. La principal es la agricultura de regadío, que utiliza cantidades elevadas de fertilizantes, plaguicidas y acondicionantes del suelo para compensar la mala calidad agrícola del agua. A esto hay que añadir la salinidad del agua de regadío. En cierto modo las fugas de las redes y sistemas de saneamiento de las extensas áreas urbanizadas tienen similares efectos en cuanto a salinidad del agua utilizada, nitratos y materia orgánica, pero posiblemente menos intensa. No hay datos sobre la posible contaminación por lavado de contaminantes atmosféricos, salvo el aerosol marino, importante a causa de la proximidad a la costa (Custodio et al., 1988).
- b) lineales. Una de ellas es la infiltración del agua del río Llobregat a lo largo del valle bajo (en especial en el tramo superior), contaminada por vertidos salinos en la cuenca media a causa de la minería de sales

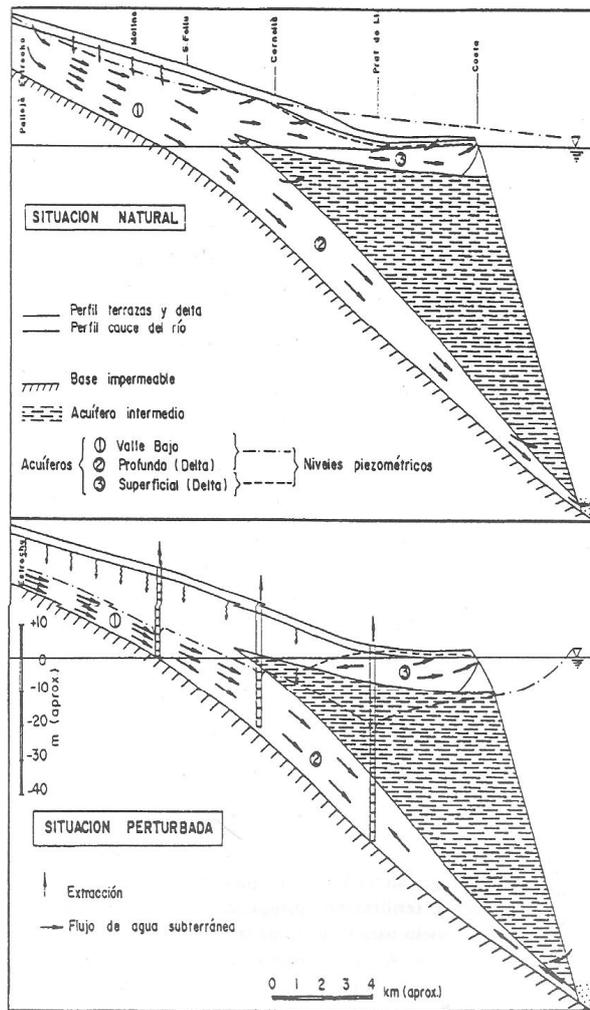


Fig. 7. - Esquema simplificado de funcionamiento de los acuíferos del valle bajo y delta del Llobregat en estado natural (dibujo superior), o sea antes de 1900 y con el actual perfil del río, y en estado perturbado, con una situación de extracciones similar a la actual, con el agua del río por encima del nivel freático en todo el valle bajo (Custodio et al., 1992).

potásicas, además de otros vertidos industriales y urbanos. Otra es la penetración de agua del mar a lo largo de la costa.

- c) puntuales. Son de características muy diversas y en general asociadas a dos grandes grupos. Uno es el formado por actividades industriales que dan origen a

vertidos que se infiltran, como son las salmueras de regeneración de resinas cambiadoras de ión o de aguas de baños de cromados. Otra es el relleno de las excavaciones de extracción de gravas y arenas con materiales diversos, que incluyen ocasionales residuos industriales, aceites minerales, metales pesados y residuos de la producción de ácido crómico, además de enterramiento de grandes cantidades de basuras urbanas durante una cierta época. De carácter especial son la fugas de hidrocarburos de depósitos y oleoductos.

5. - INTRUSIÓN MARINA

A consecuencia de las extracciones de agua subterránea se ha inducido la penetración del agua marina en el acuífero profundo del delta. Esa penetración se produce por el afloramiento submarino cuando el potencial hidráulico disminuye. Cuando éste es inferior a 2,5 m de columna de agua dulce sobre el nivel del mar no es ya posible llegar a un nuevo equilibrio. En la costa son frecuentes valores entre -6 y -10 m, con lo que desde la década de 1960 existen condiciones que favorecen la penetración marina continua, con un amplio frente de dispersión longitudinal y afección a todo el espesor del acuífero (de 5 a 10 m). Con los valores esperables de permeabilidad, porosidad cinemática y gradiente hidráulico, el tiempo en recorrer los aproximadamente 4 km entre el afloramiento submarino y la costa es de 2 a 4 años, lo que explica la pronta aparición (1965) de los primeros síntomas de intrusión marina en la porción central del delta (Custodio, 1967; 1981; Custodio, et. al., 1971). La figura 12 ilustra el proceso de salinización.

En el sector oriental la penetración se realiza también verticalmente desde el acuífero superficial, allí donde el acuitardo intermedio se vuelve arenoso. En ese sector, desde 1966 se han excavado tierra adentro nuevas dársenas del puerto, con lo que el proceso se favorece, aunque la penetración marina había ya aparecido con anterioridad. La evolución en este sector se indica en la figura 13.

La situación de la salinidad en 1965, y como ha ido progresando en el acuífero profundo del delta queda reflejada en la figura 14. El avance se produce más rápidamente por las

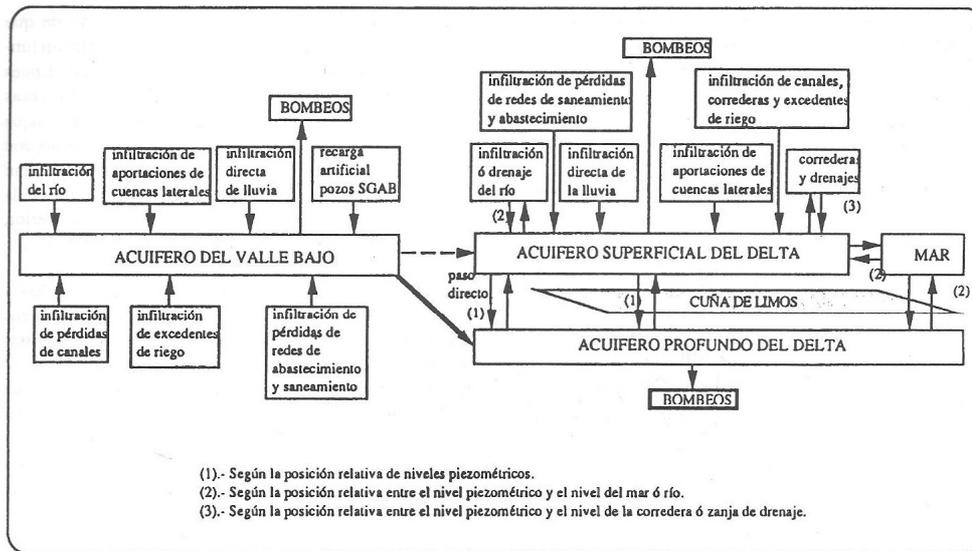


Fig. 8. - Elementos del balance hídrico del valle bajo y delta del Llobregat utilizados en la modelación numérica (Iribar, 1992). La infiltración del río incluye la que se realiza naturalmente en el lecho y la estimulada por escarificado del cauce en el tramo alto del valle bajo.

Tabla 1. Resultados de la modelación numérica del sistema acuífero del valle bajo y delta del Llobregat (según PHPO, 1985). Valores en hm³/año.

Periodo	Recarga lluvia + 75% exc. riego	Inf. áreas urbanas	Recarga rieras lateral	Inf. río (tanteo)	Recarga artific. Cornellà	Entrada mar *	Inf. río conectado *	Entradas -	Salidas	Bombeo riego	Bombeo indust. + abastec.	Salida mar ac. super *	Salida río + drenes *	S var. alm. *
Calibración - Validación	50%													
1976/1978	66,4	7,0	5,7	23,2	6,2	8,1	1,4	118,0	120,5	13,1	88,5	4,6	5,4	8,9
1978/1983	58,9	7,0	4,2	21,2	7,6	6,1	1,4	98,9	106,0	13,2	73,8	2,7	9,8	6,5
1966/1983	59,7	5,4	6,2	30,0	3,9	6,9	1,2	113,3	115,4	13,7	89,1	3,1	9,5	0,0
Semiperiodos														
1967/1974	59,4	4,2	8,3	40,9	0,8	5,7		119,3	117,7	14,3	94,6	4,2	9,5	-4,9
1974/1983	61,9	6,5	4,5	21,8	6,1	7,8		108,5	112,8	12,8	82,6	2,2	9,9	5,3
Δ	+2,5	+2,3	-3,8	-19,1	+5,3	+2,1		-10,8	-4,9	-1,5	-12,0	-2,0	+0,4	+20,2

áreas más permeables, que son el paleocauce Würmiense y los depósitos laterales, dejando temporalmente áreas con agua dulce, que poco a poco van siendo también ocupadas por el agua salina. En el área de agua dulce que quedaba entre las penetraciones central y oriental, en la década de 1970 se instalaron industrias, en parte en base a este hecho, haciendo caso omiso de los cálculos que indicaban que, al extraer agua

dulce allí con los caudales previstos, se produciría su reemplazamiento por agua salina en 5 años, cosa que así sucedió.

La penetración de las frentes de salinización es hacia los principales centros de bombeo industrial en Prat de Llobregat. Sin embargo, actualmente el avance es lento o

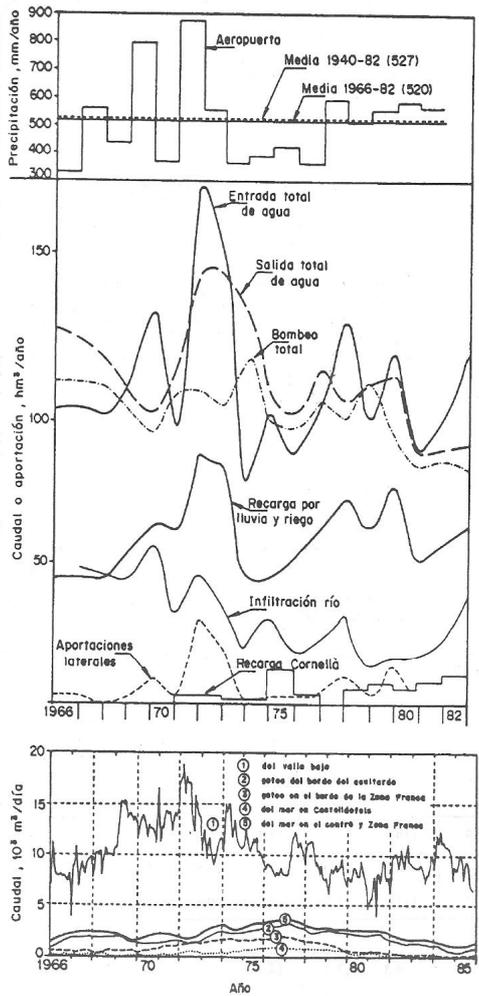


Fig. 9. - Resultados de modelación numérica. Figura superior: pluviometría y resultados de un modelo del todo el área tipo MODFLOW (PHPO, 1985); como resultado del ajuste se indica la evolución de la recarga por lluvia y riego, y la infiltración en el cauce del río Llobregat; el bombeo total y la recarga artificial con pozos en Cornellà son valores impuestos, así como las aportaciones laterales, calculadas como una fracción de la lluvia caída en la cuenca vertiente. Figura inferior: resultados de un modelo tipo TRANSIN (Medina et al., 1989) para el delta, donde se indica la evolución de diversas entradas y salidas al acuífero profundo (reelaborado de Iribar, 1992), en una de las hipótesis finales simuladas. La consideración de transporte reduce la penetración de agua marina en el sector E, y sobre todo en el sector central, y aumenta el goteo vertical al acuífero profundo a través del acuitardo.

nulo y la causa hay que buscarla en el hecho de que numerosas captaciones de agua subterránea continúan funcionando a pesar de un notable aumento de la salinidad, pues al no existir allí otra fuente alternativa de suministro, esas aguas se emplean mayoritariamente para refrigeración, aunque una parte es también para proceso y para abastecimiento, con los consiguientes problemas. Estas extracciones desplazan el centro del embudo potenciométrico de bombeo hacia la costa, actuando así de protección de los otros más al interior, lo que equivale a reducir el potencial del agua salada.

La supresión de pozos que extraen agua salobre y salina solo lleva a que en breve aumente la salinidad de pozos más al interior. Eso ha sucedido en el sector oriental al establecerse el abastecimiento de agua con tubería, primero por el paro de las captaciones de la industria automovilística SEAT y otras próximas, y luego de parte de los pozos del sector industrial de la Feixa Llarga, junto al río. Es una penetración marina a saltos coincidentes con la suspensión de bombeos. El proceso se ha modelado razonablemente (fig.15).

La Administración hidráulica de Cataluña ha realizado varios intentos piloto de actuaciones para limitar y controlar la salinización, aunque se ha llevado un pobre control técnico-científico de los trabajos y no es posible conocer con detalle la efectividad. La idea de una barrera de inyección de agua dulce en el acuífero profundo mediante pozos costeros no parece técnica y económicamente eficaz por los grandes caudales en un área sin disponibilidad de ese agua, y que si la tuviese la podría utilizar directamente. Véase el efecto de un tal pozo en el intento de modelación de la fig. 16. Se construyó y operó durante varios meses un pozo alimentado por agua razonablemente dulce captada del acuífero superior (en realidad sifonada del mismo por una tubería y pozo) con el fin de solventar la falta de disponibilidad de agua dulce en el lugar. Los caudales variaron entre 10 y 25 l/s y como era de esperar tuvieron un efecto pequeño por el exiguo caudal y breve duración del ensayo. Por otro lado, la ubicación del pozo en el centro del penacho central de intrusión marina podría ser fuente de reclamaciones administrativas por parte de particulares, aún contando con el beneplácito de la Comunidad de Usuarios.

Parece más razonable y viable la construcción de pozos de extracción de agua salada en puntos próximos a la costa, donde el agua sea más salina, y su vertido al mar. Estos pozos serían de operación temporal, según la evolución de la salinidad y el mantenimiento o no de las extracciones en los otros pozos salinizados. Un pozo experimental ha sido ya construido, pero aún no está en operación ni existe un plan de control suficiente.

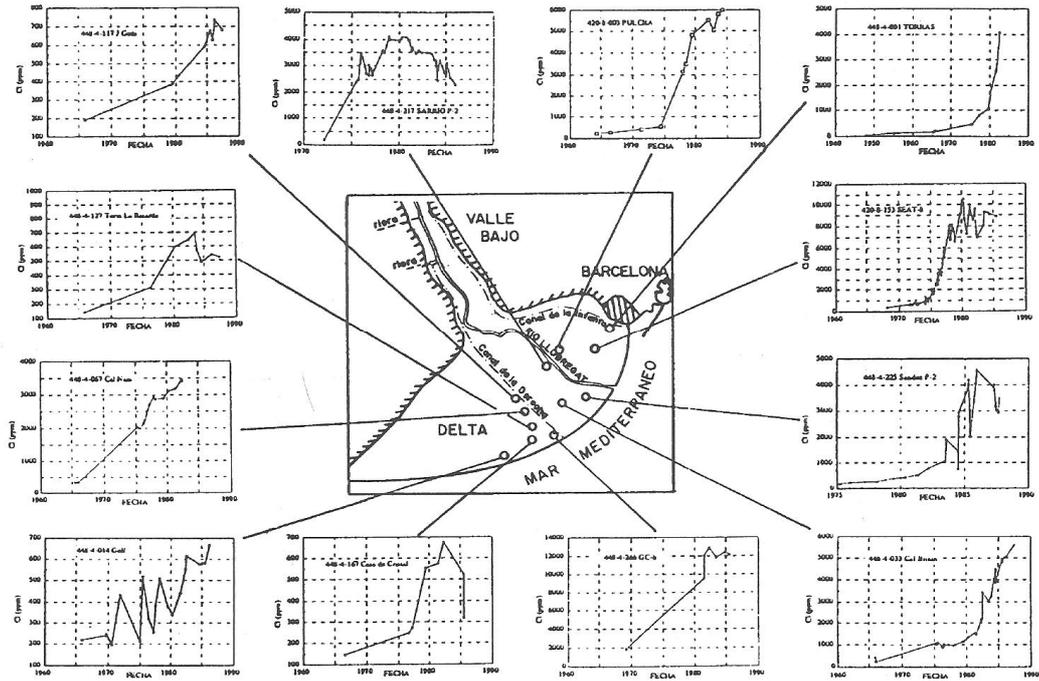


Fig. 12. - Evolución de la salinidad por intrusión marina en puntos seleccionados del acuífero profundo del delta Llobregat según datos recopilados por Iribar (1992). La escala de cloruros y en ocasiones la escala de tiempos varía.

6. - CONTAMINACIÓN INDUSTRIAL Y URBANA

La concentración industrial en el entorno de Barcelona, con numerosas industrias pequeñas y baja sensibilización medioambiental, una cierta permisividad en la evacuación de residuos, cuando no ignorancia o menosprecio del problema por ciertas autoridades, y la falta de plantas de tratamiento y depósito final de esos residuos, lleva a que por el territorio se hayan dispersado y se sigan depositando grandes cantidades de contaminantes, aún a pesar de una conciencia y vigilancia pública actual mucho mayor. Muchos problemas están aún latentes e irán apareciendo con el tiempo, del mismo modo que numerosos problemas de contaminación de las aguas subterráneas actuales son la consecuencia de actividades de años atrás, muchas hoy ya desaparecidas y sin responsables identificables, pero con los focos activos y persistentes. El problema se ha agravado al cerrarse ciertas industrias de tratamiento de residuos y sus vertederos, por no ser suficientemente aceptables ambientalmente, pero sin ser substituidas por otras más apropiadas. Con esto se ha conseguido

que ciertos residuos, como los aceites lubricantes usados de automoción, antes parcialmente controlados, ahora se dispongan ilegalmente y a escondidas, en los lugares más insospichados, muchas veces sobre o en acuíferos importantes.

No es posible el detalle de los efectos pues muchos no han sido estudiados o a veces ni siquiera comunicados, y en otros no se ha podido llevar a cabo los trabajos correspondientes por trabas de los propietarios y/o administrativas, y a veces con acciones disuasorias. Algunos trabajos de carácter regional han tratado de identificar problemas a través de análisis químicos de detalle, tales como los que incluyen metales pesados (Subirana, 1983; Subirana y Casas, 1985).

La figura 17 muestra en caso de contaminación del acuífero del valle bajo, en su tramo central, por infiltración de salmueras de regeneración de resinas de ablandamiento de las aguas subterráneas captadas. Estas salmueras se vierten en canales y zanjas no revertidas que confluyen al río. Tal como muestra la figura 18, la contaminación permanente que afecta a las propias captaciones puede dar origen a importantes puntas de salinidad cuando la salmuera acumulada en el

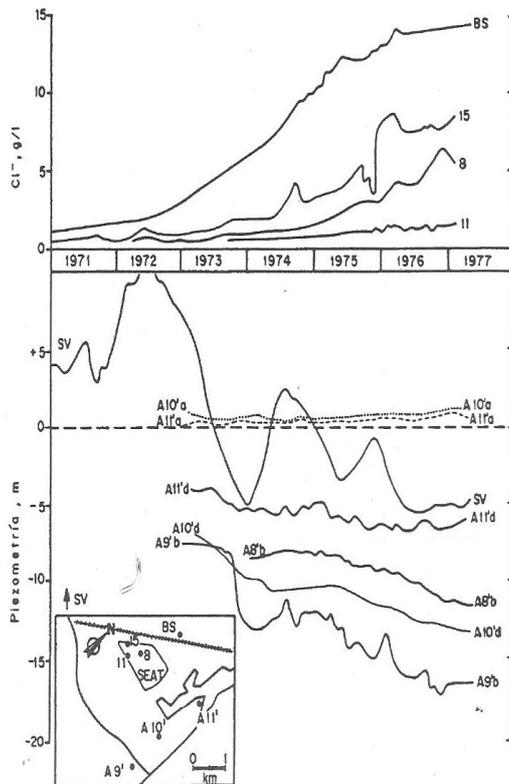


Fig. 13. - Detalle de la evolución de la salinidad en pozos del acuífero profundo de la Zona Franca y evolución piezométrica en el periodo de establecimiento de la salinización. El pozo 11 está en el límite con una zona de baja transmisividad mientras que los 8, 15 y BS están en una zona de alta transmisividad. El piezómetro SV está en el valle bajo. Las designaciones *a* de los piezómetros hacen referencia al acuífero superficial (superior), mientras que las *b* y *d* hacen referencia al acuífero profundo.

medio no saturado pasa rápidamente al medio saturado tras una crecida extraordinaria del río. En este caso, el hecho de utilizar salmueras extraídas de las minas de sales potásicas contribuía una marca de Br⁻ (como relación Cl/Br) y K⁺, entre otros, que permitió identificar el origen de la salmuera y diferenciarla de una posible fuga de un conducto de salmuera que pasa por la zona (Custodio et al., 1983).

A finales de la década de 1970 se detectó una contaminación importante de hidrocarburos entre la Barceloneta y El Poble Nou, en el área costera urbana de Barcelona, como consecuencia de fugas de nafta de los depósitos de almacenamiento de la antigua planta de

fabricación de gas combustible doméstico. Afectó al acuífero local, en una área casi sin explotaciones, aunque el drenaje hacia un túnel de metro en construcción originó un serio incendio y explosión. Se extrajeron por bombeo varias toneladas de producto, flotante sobre el acuífero en una capa de espesor decimétrico y que junto al túnel se había engrosado notablemente.

Actualmente se está trabajando en otro problema importante en la parte central del valle bajo del Llobregat a consecuencia de un atentado terrorista a un oleoducto. Como consecuencia se vertieron unos 70 m³ de gasolina "super", parte de los cuales se quemaron y el resto se infiltró. El suceso acaeció en septiembre de 1991, cuando dos pozos de abastecimiento situados unos 800 m aguas abajo empezaron a mostrar la presencia de gasolina. Desde entonces, además de notables inversiones para sustituir abastecimientos de población, se han realizado estudios de la forma y evolución del penacho de gasolina en el medio saturado y en el medio no saturado en las inmediaciones del lugar del accidente, donde buena parte de la gasolina vertida está aún retenida. La figura 19 muestra la evolución de la contaminación en varios pozos y sondeos y la del penacho por modelación numérica. La extensión del penacho hacia los pozos de Cornellà es una grave amenaza pues puede dañar al abastecimiento de agua a Barcelona en situaciones de emergencia.

Parte de la gasolina se degrada biológicamente en el medio acuífero actuando como oxidante el oxígeno disuelto (3 a 5 mg/l) y el ión nitrato (25 a 40 mg/l). Estas cantidades pueden llegar a andar entre 10 y 15 mg/l de gasolina. Esta eliminación se aprecia en los bordes del penacho, donde los análisis químicos muestran que hay una disminución de nitratos. Por ello el penacho observado es posiblemente menor y progresa más lentamente que en ausencia de esas reacciones. Este hecho se ha tratado de tener en cuenta en la modelación, si bien no ha sido posible obtener parámetros cinéticos de la reacción ni tampoco de la posible adsorción en el terreno. En las áreas de alta concentración de gasolina se consumen los dos oxidantes y se llega a la formación de NH₄⁺ en vez de detenerse la reducción en el N₂; a partir de ese momento ya no hay eliminación bioquímica de gasolina pues la que podría realizarse por reducción de sulfatos tiene una cinética lenta con respecto a los tiempos considerados.

No todos los compuestos que constiuyen la gasolina se degradan por igual, siendo la cinética del benceno más rápida que la del tolueno y esta más rápida que la de los xilenos. Así, al aumentar al alejamiento del foco de contaminación va cambiando la composición - envejecimiento - enriqueciéndose en compuestos más pesados. Ello se

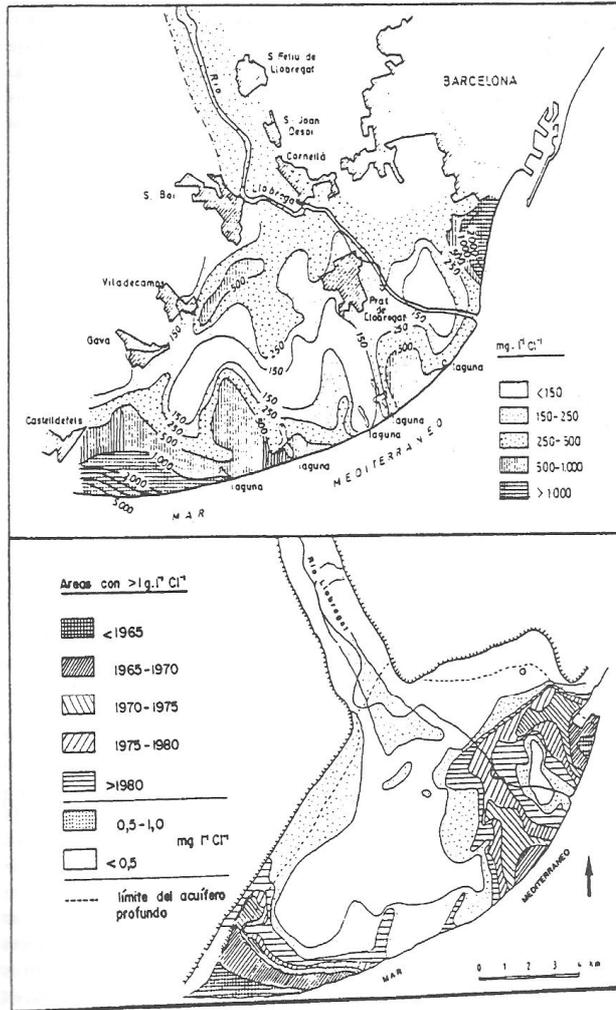


Fig. 14. - Figura superior: situación de la salinidad en 1965; es el primer reconocimiento de detalle del acuífero profundo y del valle bajo (Custodio 1967; 1981), con penetración marina incipiente en el centro y bien establecida en la Zona Franca (al Este) - confirmado geoquímicamente - y agua marina residual no expulsada en el SW. Figura inferior: progresivo avance de la salinidad (según Iribar, 1992).

aprecia en los cromatogramas, pero aún no ha sido objeto de estudios. Los valores de concentraciones en gasolina dados por los laboratorios de SGAB y del Área Metropolitana de Barcelona son la adición ponderada de las concentraciones de los diferentes componentes.

Para el control y reducción de la contaminación se han contratado acciones para extraer la gasolina residual del medio no saturado mediante volatilización con aire, así como para bombear agua del interior del penacho en el medio saturado, aunque la coincidencia de un periodo seco hace difícil el bombeo por escaso espesor de agua, al tiempo que se pierden recursos necesarios, ya que al agua extraída se ha de verter a los colectores generales de aguas residuales. La solución del problema puede durar más de un año y consumir entre 5 y 10 millones de U.S.\$.

Los vertidos de residuos conteniendo cromo hexavalente (CrVI) son frecuentes en el área. Con frecuencia están asociados a las numerosas pequeñas industrias electroplásticas, carentes de medios de tratamiento de los residuos líquidos. Inicialmente vertían a la red de alcantarillado, pero al ser detectadas y denunciadas, algunas optaron por depositar esos afluentes, normalmente volúmenes pequeños, en pozos muertos o excavaciones. Los efectos han aparecido años después y persisten todavía, mucho después de la desaparición de la industria y disolución de las sociedades propietarias, dejando la imposibilidad de hallar responsables o de exigir reparaciones. Una de las más antiguas contaminaciones conocidas se detectó en el delta del Besòs en 1966, afectando a pozos de industrias textiles. La contaminación era aún muy clara en el acuífero superficial del delta en 1980, desde donde pasaba por flujo vertical al acuífero profundo y probablemente aún subsiste.

Un segundo caso importante ha aparecido en similares circunstancias en Cornellà (CIHS, 1991b), con vertido en los depósitos de loess que recubren un pequeño acuífero aluvial-coaluvial que descarga en el tramo final del acuífero del valle bajo del Llobregat. El problema se hizo patente en 1986 al aparecer concentraciones preocupantes de cromo en los pozos de abastecimiento. En ese momento ya existía un penacho bien formado pues el vertido se había iniciado varios años antes, y la industria causante ya estaba desmantelada. La figura 20 muestra el penacho en 1991 y la evolución de la contaminación en uno de los pozos de abastecimiento. La contaminación era mucho más seria en otros pozos industriales próximos, cuyo funcionamiento tenía un efecto protector, y que se han ido

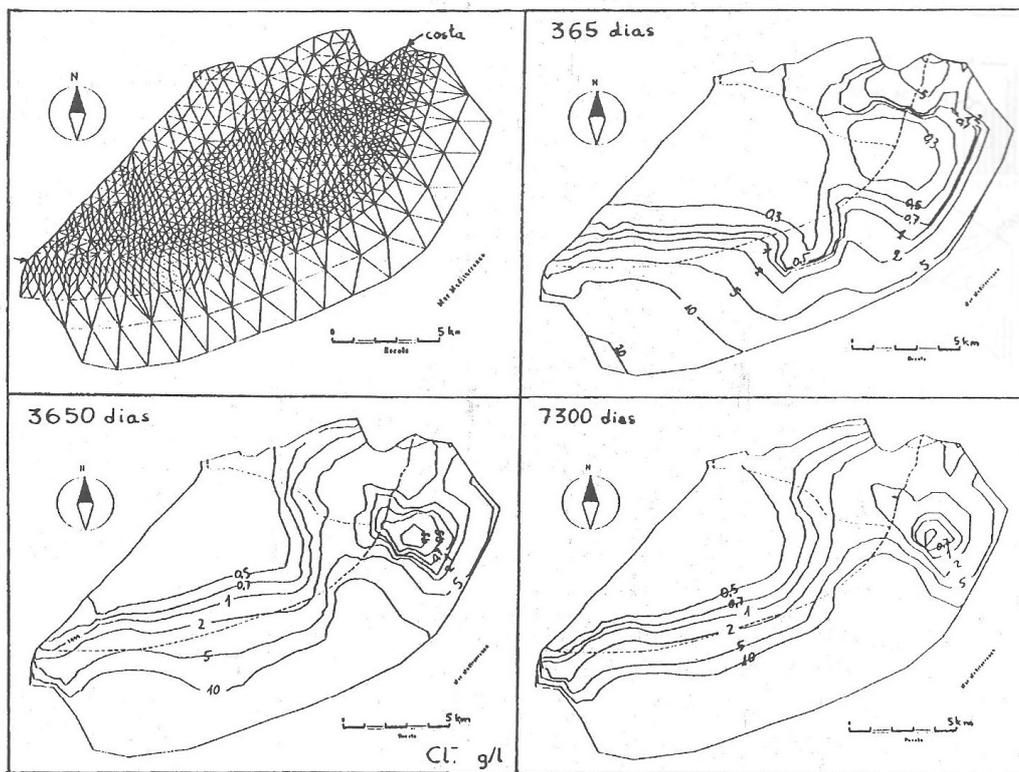


Fig. 15. - Discretización del modelo de simulación de flujo y transporte de masa (TRANSIN-II) en el acuífero profundo del delta del Llobregat utilizado para simular la penetración marina a partir del 1-1-1965 (día 0), y resultados el 1-1-1966 (365 días), el 1-1-1976 (3650 días) y el 1-1-1986 (7300 días). Las líneas de trazos indican la posición de la costa, del río y límite exterior al contacto del acuífero con el fondo marino (según Iribar, 1992).

clausurando por abandono de las industrias. La perforación de un sondeo en el punto de contaminación ha mostrado una fuerte concentración de CrVI, aún persistente en los 35 m de medio no saturado. En el medio aireado dominante el CrVI se comporta como conservativo.

Otras contaminaciones crómicas están apareciendo en su área próxima, al norte, a consecuencia de la infiltración de vertidos a un antiguo torrente (La Font Santa), hoy convertido en alcantarilla.

Otros problemas son consecuencia de la deposición de residuos de producción de ácido crómico en una industria local, con cantidades notables de CrVI soluble. Se calcula que cerca de 300 000 toneladas de esos residuos ha sido depositados en rellenos de tierras de obra y extracciones de áridos en el entorno de Barcelona (Custodio y Galofré,

1980), algunos junto a pozos de abastecimiento, con la indiferencia y a veces beneplácito de la administración local y estatal. Así han aparecido contaminaciones muy dispersas, una de ellas en el acuífero superficial del delta del Llobregat, muy cerca de la costa, con concentraciones de hasta 6 mg/l de Cr(VI). En algunos casos la presencia de reductores, como materia orgánica, puede haber facilitado la inmovilización del cromo como Cr(III) en forma de óxido. A pesar de que los vertidos cesaron hace una década al habilitarse una instalación de tratamiento del residuo con reductores y un vertedero controlado, los problemas siguen apareciendo. Algunos de ellos están relacionados con la removilización de rellenos con esos materiales cuando hay que hacer obras.

Los rellenos de las excavaciones son otra de las notables fuentes de contaminación de las aguas subterráneas.

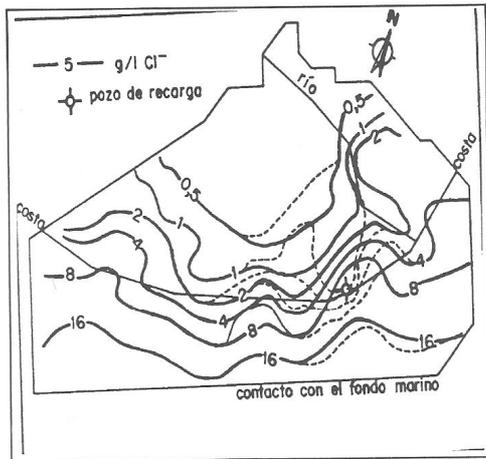


Fig. 16. - Simulación al cabo de 10 años del efecto de un pozo de recarga 25 l/s (línea continua) y de 100 l/s (línea discontinua) de agua poco salina en el centro de la costa, donde hay mayor transmisividad en el acuífero profundo del delta. Se ha utilizado un modelo tipo MOC (CIHS, 1989; Custodio et al., 1989). El efecto de la recarga solo es apreciable en el entorno del pozo, donde disminuye la salinidad. Una mayor recarga hace aumentar la salinidad hacia el W como consecuencia del desplazamiento; similar efecto se insinúa hacia el E, pero es menos acusado dada la poca transmisividad existente cerca de la desembocadura del río.

Son frecuentes las excavaciones que llegan y penetran bajo el nivel freático, poniendo directamente el relleno en contacto con el agua del acuífero. Pero la parte por encima del nivel freático también es lixiviada hacia el acuífero ya que, tras el relleno, muchas áreas en zonas rurales vuelven a ser regadas después de reponer el suelo cultivable, en general con dudoso éxito. La Administración Hidráulica, en un encomiable pero poco respetado y menos fructuoso intento de evitar la contaminación, dictó normas para que no se alcanzara el nivel freático en la excavaciones, ignorando la existencia de flujo por la zona no saturada. Una vez acabado la extracción y rellenado ésto, la lluvia y el cultivo restablecen la recarga, y la lixiviación es posible, con lo cual es problema solo ha sido diferido.

Muchos escombros de construcción llevan yeso de enlucidos y revoques, que aumentan el contenido en sulfatos del agua que circula por ellos. El enterramiento de basuras domésticas ha producido medios reductores intensos, con aparición de gran cantidad de materia orgánica disuelta y amonio, además de Fe^{++} y a veces Mn^{++} procedentes de la reducción de sus óxidos presentes en el terreno. En algunos casos llegan a producirse sulfuros y gas metano. El resultado ha sido al abandono de varias captaciones de abastecimiento

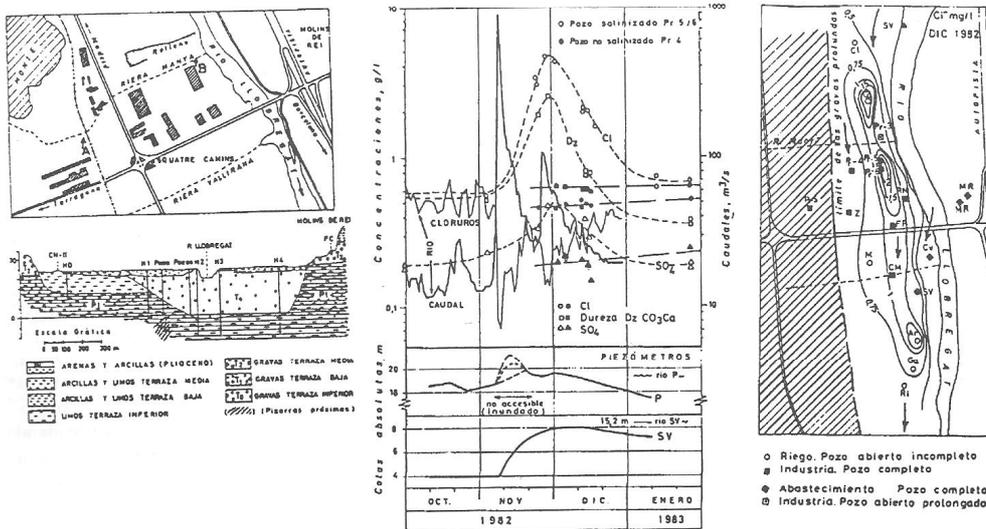


Fig. 17. - Contaminación del acuífero del valle bajo por vertidos de salmueras de regeneración de resinas de ablandamiento del agua extraída por industrias, agudizado por efecto de una crecida del río. La figura izquierda muestra la situación del lugar de estudio y el corte geológico, la central la contaminación salina producida tras una crecida del río, con notable ascenso piezométrico, y la derecha el penacho de salinidad al cabo de un mes de la crecida (Custodio et al., 1983; Custodio y Galofré, 1985).

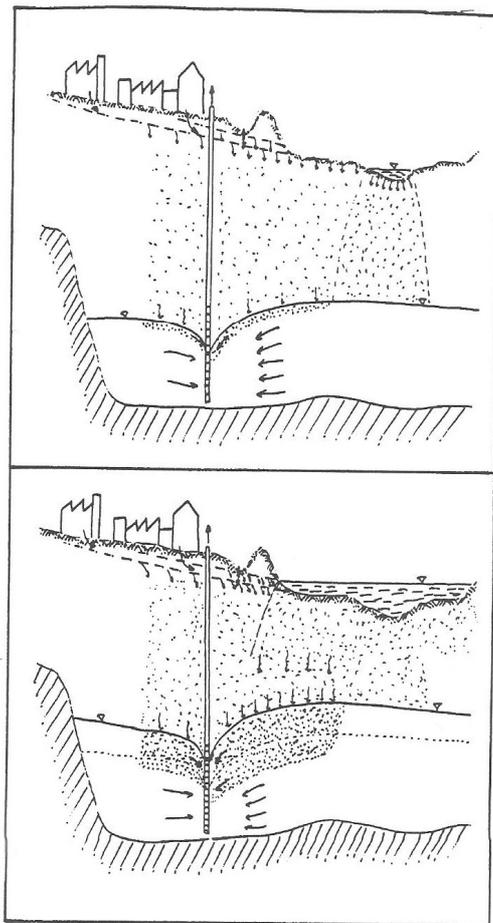


Fig. 18 - Esquema para explicar el proceso de la contaminación de la figura 17. Arriba: situación con caudales normales del río; la recarga se produce en el cauce y en los campos agrícolas del valle, y también a lo largo de las rieras y canales de desagüe no revestidos. En ellos se produce la penetración de los vertidos de salmueras, que contaminan localmente de los propios pozos de extracción; el medio no saturado contiene salmueras en proceso de descenso. Abajo: situación en crecida extraordinaria del río; el ascenso de nivel freático produce la rápida incorporación de las salmueras contenidas en la franja que se satura; la notable extensión del área inundada y su penetración parcial por las rieras y desagües fuerza el lavado hacia abajo de las salmueras del resto del medio no saturado. Así se produce una contaminación salina extraordinaria y concentrada de los pozos locales.

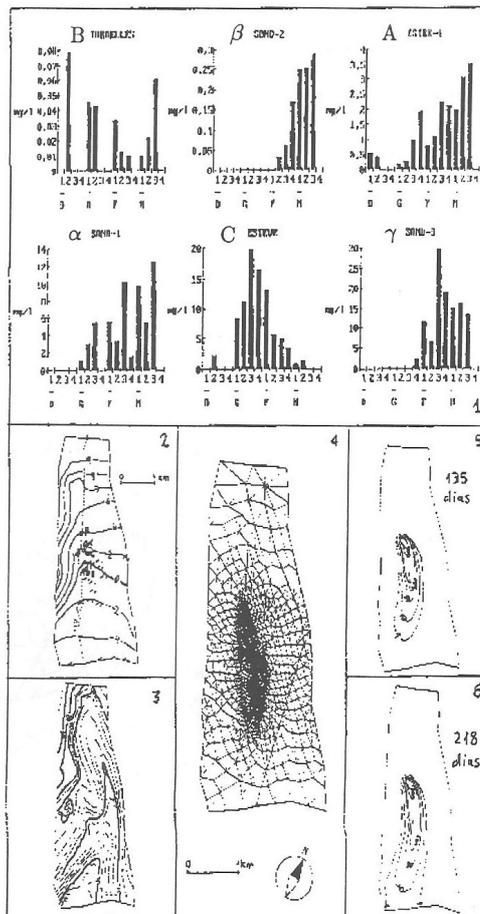


Fig. 19. - Contaminación del medio saturado por un vertido accidental de gasolina "Super" en el valle bajo del Llobregat en las inmediaciones del punto B. 1: evolución del contenido en gasolina en seis puntos seleccionados (según datos de la Entitat del Medi Ambient del Area Metropolitana de Barcelona), desde diciembre de 1991 a marzo de 1992; el accidente se produjo en septiembre de 1991; A, B y C son de bombeo y $\alpha\beta\gamma$ son sondeos de control. 2: piezometría representativa en m sobre el nivel del mar, ajustada por modelación numérica; el río está entre 10 y 14 m por encima del nivel freático. 3: topografía de la base impermeable del acuífero, en m sobre el nivel del mar, con un surco y una elevación lateral; los materiales aluviales tienen una permeabilidad entre 200 y 1000 m/día y una porosidad cinemática de 0,125. 4: discretización empleada en el modelo TRANSIN-II. 5 y 6: resultado provisional de la simulación, después del ajuste automático a los valores piezométricos y de concentración disponibles, a los 135 y 218 días del accidente y con el pozo A en bombeo; valores de la concentración en $\mu\text{g/l}$; los valores menores pueden estar afectados por dispersión numérica; se han utilizado dispersividades longitudinales y transversales de 30 y 7,5 m respectivamente.

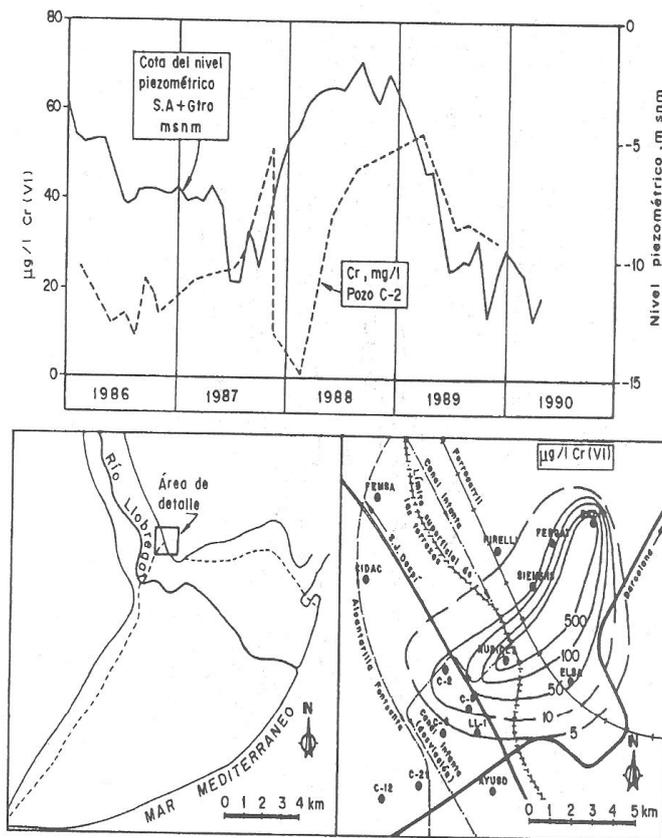


Fig. 20. - Contaminación por cromo hexavalente en el área de Cornellà (ver mapa general) a causa de los vertidos ilegales de una pequeña industria de cromados metálicos en un pozo muerto. Las actividades de la industria habían ya cesado en 1985. Se trata de un área de depósitos eólicos (loess) que recubren un pequeño nivel profundo de gravas y arenas (35 m) que descarga al acuífero aluvial principal del final del valle bajo del Llobregat, junto a los principales pozos de abastecimiento. El detalle muestra el penacho de Cr(VI) en febrero de 1991, y el límite de la terraza aluvial del Llobregat. El gráfico superior muestra la evolución de la contaminación en uno de los pozos de abastecimiento (fuera de servicio) y las variaciones piezométricas en el área; las fluctuaciones están controladas por el estado de bombeo o reposo de los diferentes pozos de abastecimiento o industriales del área (CIHS, 1991b).

y agrícolas, ya sea por contaminación ya sea por acelerada corrosión del entubado metálico y obstrucción de las rejillas. En la excavación del canal de piragüismo para las Olimpiadas de Barcelona (CIHS, 1992b) se cortaron algunos de estos depósitos, que obligaron a su extracción y aislamiento. La contaminación no se ha propagado al canal, mantenido por el agua freática, debido a que el flujo de agua desde el extremo

opuesto, donde el nivel freático es más alto, impide su salida.

Ya se han comentado los problemas de depósitos con CrVI en esas excavaciones. Otro vertido común ha sido el de residuos de industrias metalúrgicas de tratamiento de superficies con elevado contenido en compuestos solubles de boro (Candela, 1980; Candela et al., 1981) y también residuos borados de industrias cerámicas. Se han observado notables contaminaciones por boro (fig. 21), hasta el punto de hacer inviables los cultivos con agua subterránea local.

En el área también son frecuentes los vertidos de metales pesados y de cianuros, pero su mayor incidencia se da en las aguas superficiales, ya que en las aguas subterráneas los metales pesados son probablemente retenidos como óxidos insolubles (en medio oxidante) o como sulfuros también insolubles en medio muy reductor, aunque ya se ha mencionado la movilización de Fe^{2+} y Mn^{2+} , en condiciones que también pueden ser favorables a los otros metales pesados. Los cianuros parecen fácilmente biodegradables, aunque no hay estudios de detalle.

La elevada contaminación orgánica de numerosos desagües en canales no revestidos, en numerosos lugares del delta produce la infiltración de aguas reductoras hacia el acuífero superficial cuando hay condiciones hidráulicas favorables, y ello hace que sus aguas sean de muy baja calidad y que solo se puedan usar para agricultura, y aún con limitaciones. En la excavación del ya mencionado canal olímpico de piragüismo las aguas que lo llenaron y las de reposición de la evaporación y del flujo de un extremo al otro a causa del gradiente freático, tienen contenidos elevados en NH_4^+ (que se oxida a NO_3^-) y fósforo, además de ser muy bicarbonatadas y salobres, lo que produce un medio eutrófico que favorece el rápido y abundante crecimiento de algas. Ello ha exigido gastos notables de mantenimiento y pone en cuestión su utilización post-olímpica a causa de esos costes recurrentes.

Otro vertido - ilegal y en general nocturno - no infrecuente en excavaciones, son los disolventes orgánicos gastados, inmiscibles y más densos que el agua, pero a veces

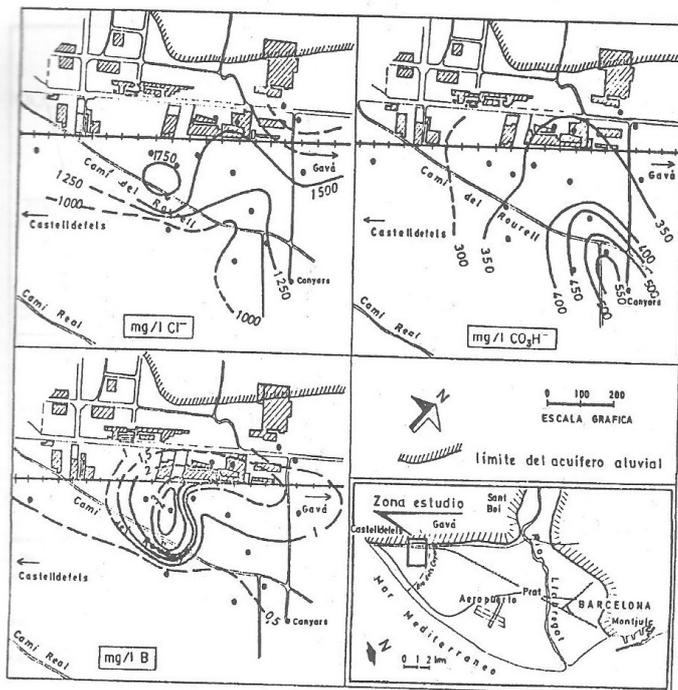


Fig. 21. - Contaminación en el área de Gavà-Castelldefels por relleno de extracciones de arenas que alcanzan el nivel freático (6 a 8 m de profundidad). En el área del Camí del Raurell el relleno se ha hecho con tierras y escombros de construcción, que incluyen vertidos esporádicos de residuos de industrias metalúrgicas de tratamiento de superficies y cerámicas, conteniendo boro soluble. En el área de Els Canyars el relleno se ha hecho con basuras urbanas de Barcelona. En esa época se mantenían notables extracciones de agua subterránea para abastecimiento, industria y agricultura. El resultado ha sido: a) intrusión marina a lo largo del borde de Castelldefels (esquema superior izquierdo); b) contaminación orgánica que se manifiesta por un aumento de bicarbonatos (esquema superior derecho), acompañado por reducción de nitratos y aparición de amonio en el área de Els Canyars; c) penacho de compuestos de boro disueltos (esquema inferior izquierdo). Modificado de Candela et al. (1981) y Custodio y Galofré (1980).

más ligeros si van muy cargados de materia orgánica. Se trata principalmente de tricloro y percloroetileno. Una importante contaminación apareció en 1980 en los pozos Estrella de SGAB en el centro del valle bajo del Llobregat (Rivera et al., 1982). Para mantener el suministro se bombeó el pozo a los desagües largo tiempo y luego se tuvo que montar una planta de ozonización en uno de los pozos. Estuvo funcionando varios años, hasta que los niveles de contaminación disminuyeron suficientemente. Actualmente aún se encuentran pequeñas concentraciones de esos disolventes, que crecen cada vez que hay un periodo de lluvias intensas que permite el lavado del producto retenido en el medio no saturado en

algunas de las antiguas excavaciones rellenas situadas aguas arriba.

7. - CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA

La contaminación agrícola en el valle bajo se tratará como parte del apartado siguiente. En el delta del Llobregat dicha contaminación es la esperable en áreas regadas con aguas superficiales de los canales, donde en general se utilizan métodos de riego a manta ya que no hay restricciones de cantidad. El agua fluvial aplicada, después de diluida con la lluvia, sufre una concentración por evaporación cuyo resultado es un pequeño aumento de la salinidad en zonas próximas a los canales, donde se usan elevadas dotaciones. El aumento se hace más acusado hacia las áreas marginales, donde las dotaciones son menores por mayor escasez de agua y a veces complemento con agua de pozos (Custodio, 1967).

En las áreas del sector occidental el regadío es con aguas de pozos locales. A medida que ha ido creciendo las extracciones totales ha ido aumentando la salinidad por contaminación marina. Para mantener la actividad agrícola se ha tenido que pasar a cultivos más tolerantes y aumentar mucho las dotaciones (hasta más de 20 000 m³/ha/año) para evitar un crecimiento excesivo de la salinidad del agua del suelo. Ello entraña un fuerte lixiviado de nutrientes, sobretodo en terrenos arenosos, y la aplicación de grandes cantidades de fertilizantes y correctores del suelo, lo que se refleja en un muy notable aumento de nitratos, sulfatos y bicarbonatos en el agua subterránea, como muestra la figura 22. Este agua subterránea, incorporando los excedentes de riego, pasa al acuífero profundo y se propaga hacia los principales centros de bombeo del delta, excepto el nitrato. Éste es reducido cuando las condiciones son claramente confinadas, utilizando la materia orgánica disuelta y la existente en el medio.

También es frecuente regar con aguas residuales de población y de ciertas industrias, lo que contribuye al tipo de contaminación de las aguas subterráneas descrito. En las áreas próximas al canal olímpico de piragüismo esta contaminación adquiere valores extraordinarios, con presencia de fosfatos (hasta cerca de 1 mg/l) y amonio (hasta 40 mg/l; 320 mg/l en un caso), además de alta salinidad y

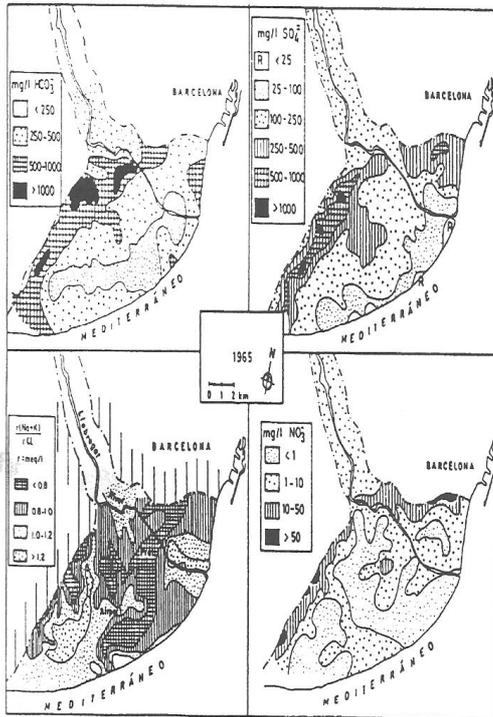


Fig. 22. - Efectos de la contaminación agrícola en el acuífero profundo del delta del río Llobregat. Se manifiesta en los bordes, donde el acuífero recibe recarga del acuífero superficial, el cual está afectado directamente por la infiltración de excedentes de riego, además de fugas de las redes urbanas de saneamiento. Se muestra la situación en 1965. Como consecuencia aumenta el contenido en bicarbonato a consecuencia de la mayor presión parcial de CO_2 y disolución de carbonatos del medio, hasta valores extraordinariamente elevados; este contenido avanza hacia los centros de bombeo (figura superior izquierda). Paralelamente aumenta el contenido en sulfato (figura superior derecha), componente de los abonos utilizados predominantemente en aquella época. El nitrato no sigue el mismo patrón (figura inferior derecha) puesto que penetra poco en el acuífero cautivo a causa de la presencia de reductores (materia orgánica disuelta), que tras consumir el oxígeno producen la reducción del NO_3^- a N_2 y ocasionalmente a NH_4^+ , si bien no se llega a condiciones de reducción SO_4^{2-} . Esto solo se produce en aguas de lenta renovación, cerca de la costa, donde hay depósitos de turbas y limos alto contenido en materia orgánica. El bajo valor de la relación alcalinos a cloruros (figura inferior izquierda) en esas zonas de penetración indica un proceso en aumento de intrusión marina lateral (modificado de Custodio, 1967; 1982).

notable contenido materia orgánica soluble (CIHS, 1992b). A esto contribuyen también las urbanizaciones próximas al litoral, construidas sobre el cordón dunar, que es una franja de piezometría elevada del acuífero superficial, que recibe las aguas usadas domésticas vertidas en pozos negros.

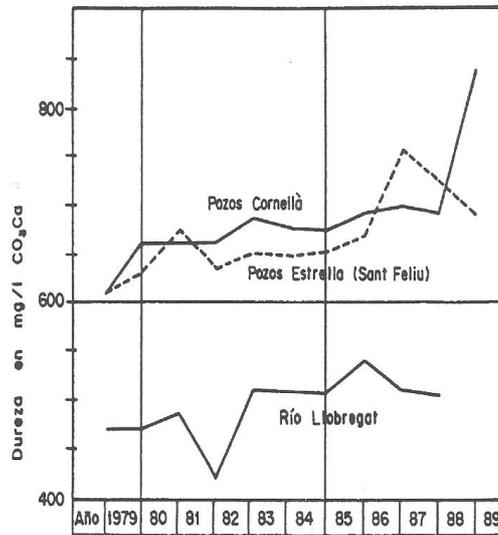


Fig. 23. - Evolución de la dureza del agua en el río Llobregat y en los dos grupos de pozos de abastecimiento de Sociedad General de Aguas de Barcelona. El agua subterránea es más dura (mayor contenido en $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$) y más bicarbonatada que la del río Llobregat, y con una tendencia al aumento más acusada.

8. - CONTAMINACIÓN POR GESTIÓN

La designación contaminación por gestión se refiere a los cambios químicos producidos en el valle bajo como consecuencia de las diversas actividades de gestión del territorio, especialmente la gestión hídrica. Es el resultado de una acumulación de acciones que se ha ido manifestando de diversas maneras, entre ellas un aumento progresivo de la dureza ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$) del agua del acuífero, que es mucho mayor que la del agua fluvial y creciente en mayor proporción (fig. 23). Se ha realizado un estudio específico de estas circunstancias (CIHS, 1991a).

La influencia del agua del río Llobregat es clara si se observa la evolución del ión cloruro (fig. 24) y de otros iones, si bien sus aguas pueden penetrar por dos caminos:

- por infiltración directa en el cauce del río, con pocos cambios químicos, como muestra la respuesta a la recarga artificial (fig. 25);
- a través del riego con canales de las aún notables superficies de cultivo existentes en el valle bajo.

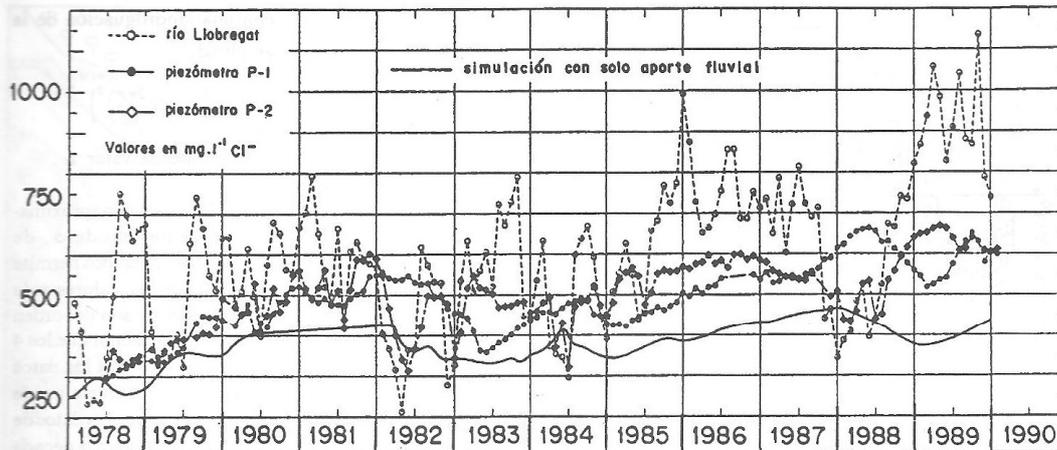


Fig. 24. - Evolución del contenido en cloruros en el río Llobregat y en dos piezómetros de control de los pozos de recarga artificial en Cornellà, una aguas arriba (P-1) y otro aguas abajo (P-2). La línea continua es el resultado de una simulación mediante un modelo MOC modificado (Gurguí en CIHS, 1991a), con recarga de agua fluvial en el cauce y agua de lluvia; reproduce la forma de las variaciones pero no el valor, lo que indica un exceso de dilución. Cuando los pozos de recarga funcionan (existencia de excedentes de agua potabilizada del río) el piezómetro P-2 muestra características similares a las recargadas.

Un intento preliminar de modelación numérica con recarga en el cauce y agua no clorurada en los campos de cultivo y aportes laterales consigue reproducir correctamente las variaciones, si bien se produce una dilución (Gurguí en CIHS, 1991a) por no considerar la real salinidad de esas aguas, consideradas no cloruradas. Esto tuvo que ser el artificio necesario para poder utilizar el modelo MOC, ya modificado para obtener salidas utilizables, pero que por razones de capacidad no podía manejar una fuente de salinidad variable sobre toda la superficie.

Este hecho se puede soslayar parcialmente suponiendo que el agua captada en el acuífero es el resultado de la buena mezcla (modelo exponencial) en la parte de acuífero aguas arriba, para un cierto tiempo de renovación (Custodio en CIHS, 1991a), definido como $\tau = V/Q$, en la que V es el volumen y Q la recarga = descarga. La mezcla está regida por la ecuación:

$$\rho C = C + \tau dC/dt$$

en la que C es la concentración del agua captada, ρC la recarga y t el tiempo. $C = C(t)$ y $\rho C = \rho C(t)$ son funciones del tiempo.

En la evolución real se pueden encontrar situaciones que en promedio se asemejan a alguna de las siguientes formas sencillas:

- a) solución rampa, de pendiente β a partir de un tiempo

$t = 0$ en el que $\rho C = C_0$ para $t \leq 0$. El resultado es:

$$C = C_0 + \beta(t - \tau)(1 - e^{-t/\tau})$$

que para $t \gg \tau$ se reduce a

$$C \rightarrow C_0 + \beta(t - \tau)$$

rampa de igual pendiente pero decalada del valor τ

- b) solución escalón, en que para concentración mantenida C_0 en el tiempo $t \leq 0$ se produce un aumento brusco de magnitud Δ , que se mantiene constante: $C_0 + \Delta$ para $t > 0$. El resultado es:

$$C = C_0 + \Delta(1 - e^{-t/\tau})$$

que tiene una subida asintótica hacia el valor final, con pendiente inicial $\beta = \Delta/\tau$

- c) solución de oscilación periódica mantenida, de desarrollo

$$C = C_0 + \sum \text{sen}(2\pi t/t_0)$$

en la que C_0 es el valor medio y t_0 el periodo de la oscilación. El resultado es:

$$C = C_0 + \left[1 + \left(\frac{2\pi\tau}{t_0}\right)^2\right]^{-1/2} \text{sen}\left[\frac{2\pi}{t_0}(t - \alpha)\right]; \alpha = \frac{t_0}{2\pi} \text{arc tg} \frac{2\pi}{t_0}$$

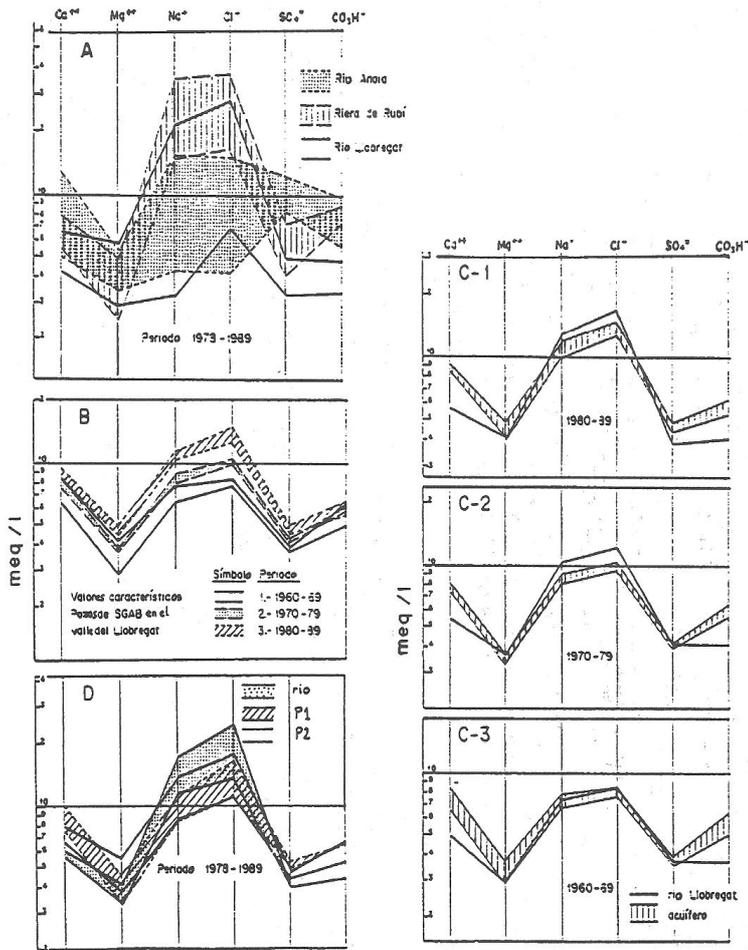


Fig. 25. - Características químicas mayoritarias de las aguas del valle bajo del Llobregat. A. - El agua del río Llobregat tiene unos límites de variación diferentes de los de la riera de Rubí (más salina por uso urbano e industrial) y sobre todo del río Anoia (más sulfatado y menos clorurado); estos dos últimos forman actualmente la mayor parte del caudal del Canal de l'Infanta, que riega la margen izquierda, y así producen la recarga con una agua de tendencia menos clorurada y claramente más sulfatada. B. - A lo largo del tiempo el río Llobregat se ha ido haciendo más salino, como muestran las bandas medias de variación por décadas. C. - Similar observación se produce en los pozos de abastecimiento, cuya salinidad coincide con la del río inicialmente y luego queda ligeramente inferior, en parte por otros aportes y por retraso en la respuesta al aumento; las aguas subterráneas son claramente más bicarbonatadas y cálcicas por reacción del agua de recarga por riego con los carbonatos del terreno. D. - En el área de Cornellà, el sondeo de control P-1 muestra menor contenido en cloruros y mayor en Ca^{++} y CO_3H^- , mientras que el P-2 (fig. 24), al recibir agua del río por recarga artificial, es intermedio (según CIHS, 1992).

con una amortiguación de la amplitud:

$$\sigma = \left[1 + \left(\frac{2\pi\tau}{t_0} \right)^2 \right]^{-1/2}$$

y un retraso de valor α .

La aplicación aproximada de este modelo de parámetros agregados permite deducir que los valores más probables de t son del orden 1,5 a 2,5 años, menor que los 4 años deducidos con los datos de tritio. La diferencia puede explicarse por que los datos de tritio corresponden a la década de 1970, con niveles freáticos más elevados (mayor volumen de almacenamiento) y los de cloruros al periodo 1978-1990, con niveles freáticos menores. Por otro lado la simplificación hecha considera la llegada inmediata del agua fluvial al acuífero, distribuida sobre toda su superficie, como única fuente de recarga, y esto solo responde parcialmente a la realidad.

La situación de la agricultura es de regadío con elevadas dotaciones, entre 15000 y 20000 $\text{m}^3/\text{ha}/\text{año}$. La razón es la práctica del encharcamiento periódico de los campos, inundándolos con 10 a 20 cm

de agua, con lo que se consigue controlar los gusanos y hierbas sin usar vermícidias y herbicidas o con pequeñas cantidades de los mismos. Esta situación es deseable desde el punto de vista de limitar el uso de plaguicidas, además de que esas elevadas dotaciones producen un notable incremento de la recarga.

En la margen derecha del valle, aguas abajo del azul de toma, se riega con agua fluvial sin modificación, aunque existen aportes no despreciables de aguas laterales, mucho menos clorurada que el agua del río.

En la margen izquierda, regada por el Canal de la Infanta, la situación era similar hasta 1968. Dado que tanto

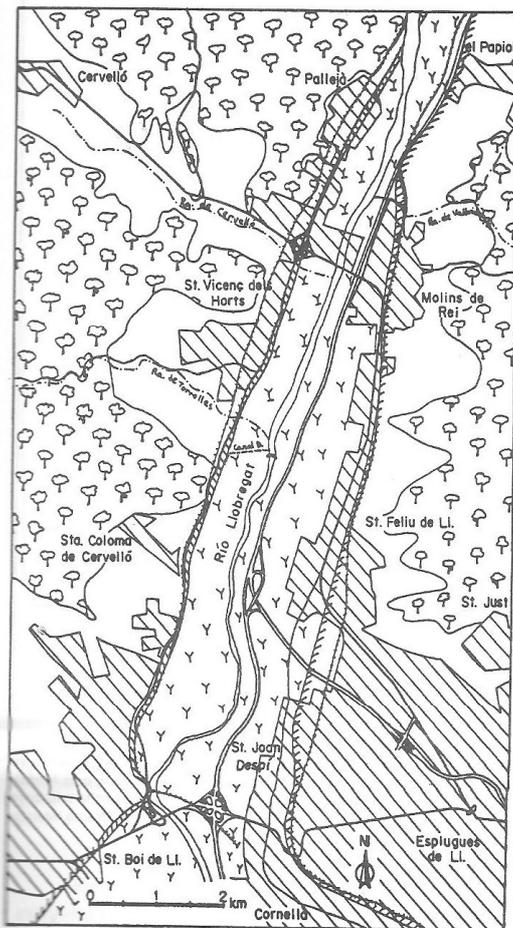


Fig. 26. - Esquematación del valle del Llobregat con indicación de áreas urbanas y urbanizadas (rayado) y zonas boscosas (punteado). Se indican los límites del aluvial, con terrenos preferentemente de regadío, marcados Y si se riegan con canal y Y si riegan con pozos. Las zonas blancas son semirurales sin regadío.

los aportes de la riera de Rubí como el río Anoia, con fuerte contaminación por vertidos urbanos e industriales, producen serios problemas a la potabilización del agua del río Llobregat, en ese año se hicieron las obras y conducciones para derivar sus caudales al canal de la Infanta, hasta aguas abajo de la estación de tratamiento. El regadío continuado, utilizando esas aguas.

Como muestra la figura 25, las aguas del Canal de la

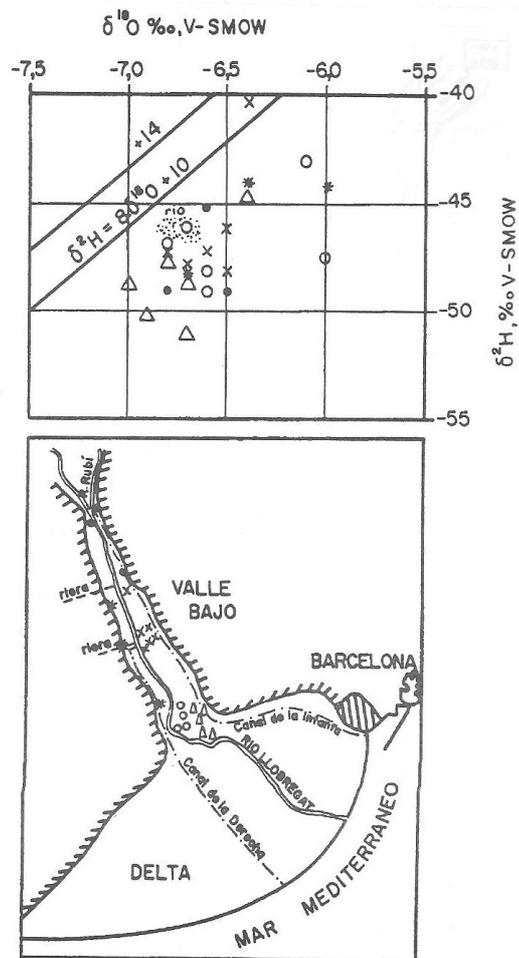


Fig. 27. - Caracterización isotópica de las aguas del bajo Llobregat en relación con la lluvia local (exceso de deuterio de +14‰ SMOW). El agua del río Llobregat muestra efectos de evaporación. En el agua del acuífero estos efectos son más acentuados, como corresponde a la evaporación en los campos de regadío locales (aplicación por inundación con encharcamiento del terreno). Según CIHS (1992) y Custodio et al. (1992).

Infanta son ahora más sulfatadas. También son más duras y tienen un mayor valor de la relación rNa/rK ($r=meq/l$), y este hecho se refleja en el agua del acuífero. Como también muestra la figura 25, las aguas del acuífero contenidas en Ca^{++} y CO_3H^- notablemente mayores que los del río; este aumento se produce en el suelo de los campos de regadío, donde se mantiene una elevada presión parcial de CO_2 en el aire del suelo. Ello permite la disolución del abundante carbonato cálcico del terreno. Las aguas más contaminadas

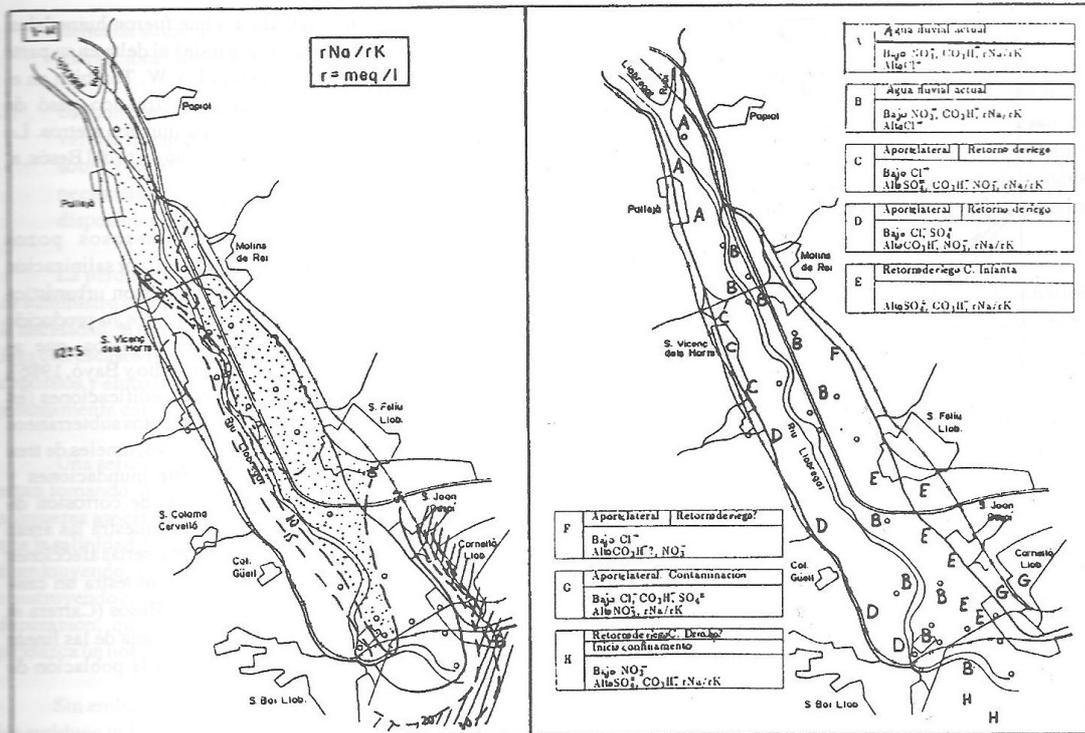


Fig. 29. - Origen de la recarga en el acuífero del valle bajo del Llobregat. La relación rNa/rK es muy característica en este caso dada la contaminación de K del agua del río por vertidos de la minería potásica en la cuenca media. El agua fluvial se caracteriza por valores rNa/rK menores que 10 mientras los aportes laterales y los excedentes de riego tienen valores claramente mayores, y crecen con el tiempo de permanencia en el terreno. En la figura de la derecha se esquematizan las procedencias del agua en las diversas áreas de acuerdo con el contenido en iones mayoritarios, en K⁺ y en Br (CIHS, 1992).

Reuniendo los datos químicos de las aguas subterráneas extraídas por los pozos, que cubren muy irregularmente el periodo 1965-1990, y que en el caso de los pozos de SGAB se pueden retrotraer a la década de 1940, es posible identificar cualitativamente las diferentes contribuciones. Así la figura 28 muestra, por ejemplo, a grandes rasgos, la distribución actual de Cl^- y SO_4^{2-} , y la figura 29 la de la relación característica rNa/rK, ya que el K⁺ es un contaminante específico del agua fluvial; en la misma figura 29 se muestra el resumen de las diferentes contribuciones en base a la distribución y evolución de los iones principales, del NO_3^- y del Br. Sin un análisis de detalle, quizás demasiado complejo para ser viable, no es posible indicar cuantitativamente la importancia de las diferentes contribuciones, pero una primera aproximación para 1990, posiblemente con errores notables, podría ser:

Esta distribución varía a lo largo del tiempo, de forma

que la contribución directa del río por infiltración en el cauce (incluyendo la estimulación de la infiltración y la recarga artificial) ha ido disminuyendo progresivamente desde posiblemente más del 60% antes de 1970, por las causas y apuntadas anteriormente (apartado 4). A esta tendencia general se suma la variabilidad de un año a otro. Así, en un año con grandes crecidas del río aumenta la recarga directa del río, en un año notablemente lluvioso localmente los otros términos y en un año seco la recarga de aguas tomadas del Canal de la Derecha (margen derecha aguas abajo del azud de derivación) y del Canal de la Infanta (margen izquierda).

9. - PROBLEMAS POR RECUPERACIÓN DE NIVELES

Los intensos bombeos produjeron y aún mantienen descensos freáticos importantes en áreas en que anterior-

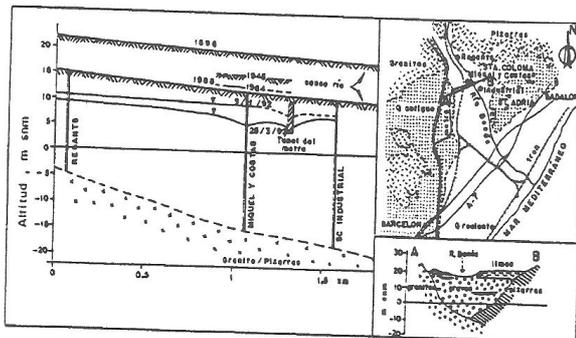
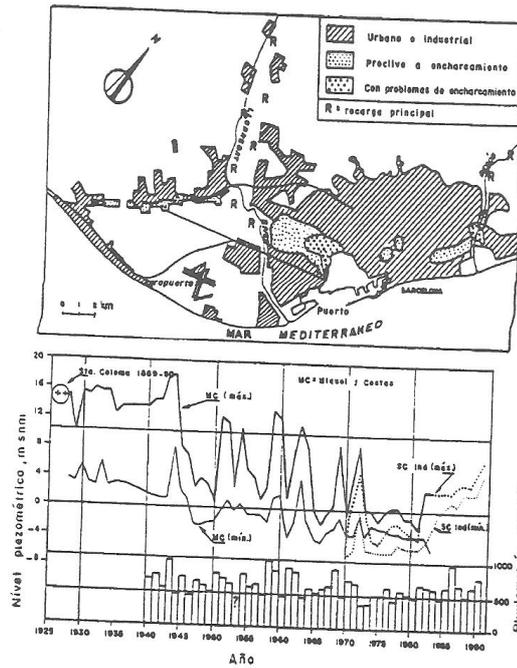


Fig. 30. - Problemas potenciales o reales de inundaciones de sótanos, túneles, y construcciones subterráneas en diversas áreas del entorno de Barcelona (figura superior). Se trata de obras realizadas en áreas que antes tenían niveles freáticos altos, y que luego fueron drenadas a causa de los bombeos industriales y de abastecimiento (según Custodio y Bayó, 1986). Al cesar los bombeos por traslado de industrias debido a la presión urbana, o por contaminación o salinización de los pozos, los niveles tienden a retomar a su valor primitivo, produciendo inundaciones, que se agravan en años húmedos. La figura central es un ejemplo de evolución de niveles freáticos en el valle bajo del río Besòs, y la inferior muestra como esa subida afecta a un túnel de metro no estanco, construido en la década de 1970, cuando los niveles estaban deprimidos. La profundidad de la obra ha estado forzada por el progresivo encajamiento del lecho del río a causa de extracciones masivas de áridos y de su encauzamiento lineal. Según datos de Carrera et al. (1992).

mente estuvieron altos o que fueron humedales, como en el cinturón que rodea al delta en su parte interior, en especial en el E y W. También en el valle profundidad del nivel freático pasó de decímetros a algún metro, a muchos metros. Lo mismo ha sucedido en el vecino delta del Besòs, al NE de Barcelona.

El abandono de numerosos pozos industriales y de abastecimiento, por salinización y/o contaminación, o por la presión urbanística sobre las áreas en que estaban situados, ha producido una recuperación de niveles freáticos, que se agrava en años húmedos (Custodio y Bayó, 1986). El resultado es que numerosas edificaciones (en especial sótanos), estacionamientos subterráneos y obras públicas (pasos inferiores, túneles de tren y metro) han pasado a sufrir inundaciones y efectos de subpresión, además de corrosión de partes metálicas. La figura 30 muestra las áreas afectadas y en las que cabe esperar serias afecciones futuras. En la propia figura se muestra un caso recién estudiado en el área del Besòs (Carrera et al., 1992), que afecta al túnel de una de las líneas de metro, en su extensión hasta la población de Santa Coloma.

10.- CONCLUSIÓN Y POSIBILIDADES DE RECUPERACIÓN

El delta del Llobregat es una importante pieza del sistema hidráulico de abastecimiento habitual y estratégico a Barcelona y su Área Metropolitana, pero su situación junto a su cinturón urbano e industrial, la existencia de agricultura intensiva, la densa ocupación humana, la proliferación de ocupaciones por vías de comunicación y las actividades mineras en la cuenca del río, así como las actividades de manipulación de aguas residuales pobremente o nada depuradas, del cauce del río, y de extracción de gravas y arenas, han producido y siguen produciendo afecciones serias, que se traducen en:

- 1) importante reducción de la recarga de los principales acuíferos, modificación de la proporción de las diferentes contribuciones e importancia creciente de la recarga a partir de aguas de contaminadas
- 2) intrusión marina generalizada en el acuífero profundo del delta, con vías de penetración preferente y una

delicada situación que depende de que continúen las extracciones de los pozos salinizados

- 3) contaminaciones naturales diversas por acciones de vertido irresponsables o delictivas, fugas y depósitos sobre y en el terreno, sin que se hayan arbitrado las necesarias acciones de recogida, tratamiento y disposición segura de residuos industriales.

La pérdida del sistema acuífero como fuente de agua de suministro y de abastecimiento de emergencia acarrearía la necesidad de importantes inversiones substitutivas, en un área con escasos recursos de agua y en la que el espacio para depósitos y embalses de regulación y reserva es muy difícil y sumamente caro.

Una serie de acciones correctoras se han tomado o se están tomando. Ya está en funcionamiento un colector de salmueras asociadas a la minería de sales potásicas, con lo que la salinidad del agua del río ha dejado de crecer y está ya disminuyendo, si bien solo se corrige una parte. Se están construyendo colectores de aguas residuales y estaciones de depuración, que con las ya existentes se espera que se produzca un notable saneamiento ambiental.

Sin embargo el problema de la evacuación segura de los residuos industriales sigue sin solución razonable, ya es una de las necesidades más urgentes. También es urgente la restauración de la recarga al acuífero del valle bajo, con acciones más importantes de recarga artificial que las ya se realizan, lo que supone un notable aumento del coste del agua puesta en el acuífero. Al mismo tiempo debe frenarse la reducción de la superficie regada, evitando ocupaciones por zonas urbanas, industriales y de comunicación y transporte, manteniendo e incluso aumentando las elevadas dotaciones actuales, o en su caso incluir en cada reducción o modificación la parte de recarga artificial substitutoria, así como su operación y mantenimiento. No obstante, en ciertas áreas los niveles freáticos pueden ascender de forma nociva para obras ya existentes, por lo que habrá que prever, mantener o instalar nuevas extracciones en esas áreas, con un uso adecuado del agua extraída (en general para riego agrícola o urbano, o para uso industrial).

Para controlar y reducir la intrusión marina, además de mejorar la red de observación existente y su operación, deben mantenerse en funcionamiento parte los pozos ya salinizados o substituirlos por nuevos en las áreas afectadas, operados temporalmente o continuamente, según convenga, de acuerdo con los datos de la red de observación y con la explotación de un modelo numérico de simulación y gestión.

En ciertos casos convendrá limpiar ciertos puntos en los que hay vertidos de contaminantes y tóxicos, con especial cuidado del traslado de lo extraído a un depósito seguro, o bien realizar tratamientos in situ, como en el caso de hidrocarburos y disolventes orgánicos retenidos en el medio no saturado. No es posible dar un programa a priori, aunque hay propuestas preliminares para el aluvial del Besòs medio (Navarro, 1989; Navarro et al., 1992).

En todas estas actuaciones la Comunidad de Usuarios del Sistema Acuífero ha de tener un mayor papel, manteniendo una oficina técnica capaz, recabando de la Administración los recursos económicos a los que tiene derecho y recaudando por los servicios y acciones realizados, a menos que estas funciones específicas y localizadas en el territorio del valle bajo y delta del Llobregat sean realizadas por otro órgano de la Administración, tal como el Ente Metropolitano, pero con independencia de los avatares políticos y de una sujeción a directrices que con frecuencia no responden a las necesidades reales.

En cualquier caso se requiere una mejora notable de las estructuras administrativas del agua. La Ley de Aguas de 1985 concentra la mayoría de poderes y responsabilidades en las Confederaciones Hidrográficas, que realizan las obras y desarrollos, y al mismo tiempo el control y estudio. Son actividades antagónicas que deberían estar separadas, como ya lo estuvieron bajo la antigua Ley de Aguas, cuando existían las Comisarias de Aguas, con la misión de la gestión y vigilancia de las aguas públicas y de las responsabilidades atribuidas por dicha Ley. Estas Comisarias eran organismos independientes de las Confederaciones, mientras que actualmente están dentro de las mismas.

En Cataluña, por tanto el área en consideración, todas las competencias hidráulicas están transferidas al gobierno autónomo, la Generalitat de Catalunya que las ha venido ejerciendo a través de la Junta d'Aigües de Catalunya. Sin embargo, recientemente (1991) las competencias de ese organismo en cuanto a calidad de las aguas han pasado a la Junta de Saneamiento del recién creado Departament del Medi Ambient, con lo cual se produce una escisión competencial ilógica, contra los principios de gestión del agua y unicidad de su ciclo, precisamente uno de los puntos básicos defendidos en la exposición de motivos de la propia nueva Ley de Aguas. Esta dicotomía parece haber reducido notablemente la capacidad técnica y de acción en detrimento del recurso agua, al tener más peso las obras de saneamiento que la gestión de la calidad. Deberá pasar algún tiempo antes de encontrar un encaje adecuado y efectivo.

11.- AGRADECIMIENTOS

Se agradece en primer lugar la invitación a presentar esta ponencia por parte de los organizadores del 7º Congreso Brasileiro de Aguas Subterráneas, en especial a D. Paulo Cyro Scudino. La ponencia se ha redactado con el apoyo del Departamento de Ingeniería del Terreno de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Catalunya. Han sido esenciales los datos facilitados por los archivos de ese organismo y del Curso de la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea, así como de los autores de trabajos recién concluidos o en curso que se mencionan en el texto.

12.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anguita, F. (1971). Construcción de un modelo R-C basado en datos del acuífero del delta del Llobregat. Primer Congreso Hispano-Luso Americano de Geología Económica. Madrid-Lisboa. Comunicación E-3-4.
- Bayó, A. (1991). Les aigües. Història Natural dels Països Catalans. Ed. Fundació Gran Enciclopèdia Catalana. Barcelona. III:
- Bayó, A.; Custodio, E. (1989). Deltas el plaines còtières longitudinales de Catalogne. Notice explicative de la feuille B6-Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1 500 000/ UNESCO-BfGuR, Paris-Hannover: 69-76.
- Candela, L. (1980). Estudio de las afecciones hidrológicas producidas por contaminación de boro en el acuífero aluvial del sector de "El Rourell" (Gavà-Barcelona). Memoria de Licenciatura. Fac. de Ciencia. Univ. de Granada.
- Candela, L.; Custodio, E.; Fernández-Rubio, R. (1981). Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta Llobregat (Barcelona, España). Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Curso Intern. de Hidrología Subterránea. Barcelona: 331-348.
- Carrera, J. (1990). A modelling approach incorporating quantitative uncertainty estimates. XII IAH Congress. Water Resources in Mountainous Regions. Lausanne. 1: 67-78.
- Carrera, J.; Neuman, S.P. (1986). Estimation of aquifers parameters under transient and steady state conditions, 1: maximum likelihood method incorporating prior information. Water Resources Research. 22(2): 199-210.
- Carrera, J.; Bardiella, P.; Sánchez-Vila, X. (1992). Estudio de las infiltraciones de agua observadas en el entorno de la estación de Baró de Viver del metro de Barcelona. Dep. de Ingeniería del Terreno, ETSIIB-UPS. Barcelona (interno).
- CIHS (1989). Control de intrusión marina en el Bajo Llobregat y modelo de transferencia de masas. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/Universitat Politècnica de Catalunya/Direcció General d'Obres Hidràuliques de la Generalitat de Catalunya. Barcelona (interno).
- CIHS (1991a). Estudi de les causes de l'incremente de la duresa de l'aigua subterrània a la Vall del Llobregat. Curso Internacional de Hidrología Subterránea y Departamento de Ingeniería del Terreno (ETSIIB-UPC). Barcelona (interno).
- CIHS (1991b). Informe acerca de las características, evolución y estado actual de la contaminación por cromo detectada en 1986 en las captaciones del área de Cornellà (Barcelona). Curso Internacional de Hidrología Subterránea/Sociedad General de Aguas de Barcelona (interno).
- CIHS (1992a). Estudi i seguiment de l'evolució de la qualitat de l'aigua subterrània en el sector del Canal de Rem Olímpic (Gavà-Castelldefels) en els seus aspectes químic, biòtic i microbiològic. Curso Inter. de Hidrología Subterránea, Dep. D'Enginyeria del Terreny i Dep. d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental (ETSEIB-UPC). Barcelona (internos, años 1991 y 1992).
- CIHS (1992b). Estudio y modelación de la contaminación accidental por vertido de hidrocarburos en el tramo medio del valle bajo del Llobregat. Centro Intern. de Hidrología Subterránea. Barcelona. (interno provisional).
- Cuena, J.; Custodio, E. (1971). Construction and adjustment of a two layer mathematical model of the Llobregat Delta, Barcelona, Spain. Studies and Reports in Hydrology nº 15, UNIESCO. Paris II: 959-964.
- Custodio, E. (1967). Etudes hydrogéochimiques dans le delta Llobregat, Barcelona (Espagne). Int. Assoc. Scientific Hydrology. Publ. 62: 135-155.
- Custodio, E. (1981). Sea water encroachment in the Llobregat and Besós areas near Barcelona (Catalonia, Spain). Intruded and Relict Groundwater of Marine Origin. Swerigen Geologiska Undersokning, Rapportur och Meddelanden no. 27, Uppsala: 120-152.
- Custodio, E. (1982). Nitrate buildup in Catalonia coastal aquifers. Inter. Sym. Impact of Agricultural Activities on Groundwater. Prague. Inter. Assoc. Hydrogeologists. XVI (1): 171-181.
- Custodio, E. (1986). Recarga artificial de acuíferos: avan-

- ces y realizaciones. Boletín del Servicio Geológico 45. Servicio de Publicaciones del MOPU. Madrid: 1-134.
- Custodio, E.; Cuenca, J.; Bayó A. (1971). Planteamiento, ejecución y utilización de un modelo matemático de dos capas para los acuíferos del delta del río Llobregat (Barcelona). Primer Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Madrid-Lisboa. 1: 171-198.
- Custodio, E., Bayó, A.; Peláez, M.D. (1971). Geoquímica y datación de aguas para el estudio del movimiento de las aguas subterráneas en el delta del Llobregat (Barcelona). Primer Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica. Madrid-Lisboa. 6: 51-80.
- Custodio, E., Llamas, M.R. (1976). Hidrología Subterránea. Ediciones Omega. Barcelona: 1-2350.
- Custodio, E.; Galofré, A. (1980). Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del Bajo Llobregat: origen, comportamiento y movimiento. *Quaderns d'Enginyeria, ETSEIB-Barcelona*, 2(1): 37-50.
- Custodio, E.; Isamat, F.J.; Miralles, J.M. (1982). Twenty-five years of groundwater recharge in Barcelona (Spain). *Artificial Groundwater Recharge, DVWK Bulletin*. Dortmund. 11(I): 171-192.
- Custodio, E.; Queralt, R. (1982). Contaminación salina de los acuíferos del delta del Llobregat por vertidos de la minería potásica. Análisis y Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. II: 605-622.
- Custodio, E.; Galofré, A.; Guardiola, J. (1983). Estudio sumario de la contaminación salina del acuífero del Valle Bajo el Llobregat en el entorno de Molins de Rei (Barcelona). *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*. Madrid. VIII: 495-508.
- Custodio, E.; Peláez, M.D.; Balagué, S. (1985). Datos preliminares sobre la aportación mineral por la precipitación atmosférica. *Tecnología del Agua*, Barcelona, 18: 51-56.
- Custodio, E.; Bayó, A. (1986). Interactions between land use and aquifer behaviour in the surroundings of Barcelona (Spain). *Integrated Land Use Planning and Ground-Water Protection Management in Rural Areas*. Karlovy Vary. Intern. Assoc. Hydrogeologists: 90-97.
- Custodio, E.; Galofré, A. (1987). Fast release of salinity after a flood in the Llobregat Valley (Catalonia, Spain). *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants*. TNO-NIPHEDE. The Hague: 563-573.
- Custodio, E.; Glorioso, L.; Manzano, M.; Skupien, E. (1989). Evolución y alternativas de un acuífero sobreexplotado: el delta del Llobregat. Congreso Nacional sobre la Sobreexplotación de Acuíferos. IAH (Grupo Español) - AEHS. Almería. 207-227.
- Custodio, E.; Iribar, V.; Manzano, M.; Skupien, E. (1992). Utilización de isótopos ambientales en el Valle Bajo y Delta del río Llobregat (Barcelona, España) para resolver problemas de flujo y de transporte de masa en los acuíferos. *International Symposium on the Use of Isotope Techniques in Water Resources Development*. IAEA. Vienna: 385-414.
- Díaz, E., Custodio, E. y Galofré, A. (1978). Influencia de la minería potásica catalana en la calidad del agua del río Llobregat (Barcelona). Simposio Internacional sobre el Agua en la Minería y Obras Subterráneas. Granada. Asoc. y Consejo Sup. Col. Ing. Minas: 989-1011.
- Ferret, J. (1985). L'aprofitament de les aigües subterrànies del delta del Llobregat, 1933-1983. *Comunitat d'Usuaris d'Aigües de l'Àrea Oriental del Delta del Riu Llobregat*. El Prat de Llobregat: 1-158.
- Galofré, A. (1991). La comunidades de usuarios de aguas subterráneas: experiencias en la gestión y control de los recursos hidráulicos en Cataluña. *Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva*. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. Barcelona: 337-357.
- Iribar, V. (1992). Evolución hidroquímica e isotópica de los acuíferos del Baix Llobregat. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, Dep. de Geoquímica, Petrología y Prospección Geológica.
- Isamat, F.J., Miralles, J.M., Cantó, J.; Sala, L. (1976). Contaminación del acuífero del río Llobregat a la altura de St. Feliu por vertidos de residuos industriales en hoyos producidos por extracción de áridos. II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Barcelona. III: 1937-1954.
- ITGE (1989). Mapa Geológico de la plataforma Continental Española y zonas adyacentes: hoja 35-42E Barcelona. Madrid.
- Llamas, M.R. y Molist, J. (1967). Hidrología de los deltas de los ríos Besós y Llobregat. *Documentos de Investigación Hidrológica*, nº 2. Centro de Estudios, Aplicaciones e Investigaciones del Agua. Barcelona.
- Llamas, M.R.; Vilaró, F. (1967). Die rolle der Grundwasserspeicher beider wasser-versorgung von Barcelona. *Das Gas-und Wasserfach, Wasser-Abwasser*, 34(15): 945-953.
- Manzano, M. (1986). Estudio sedimentológico del prodelta holoceno del Llobregat. Tesis de Licenciatura. Universidad de Barcelona.
- Manzano, M.; Peláez, M.D.; Serra, J. (1986-87). Sedimentos prodeltaicos en el delta emergido del Llobregat. *Acta Geológica Hispánica*, 21-22: 206-207.
- Manzano, M.; Custodio, E.; Jones, B. (1990). Progress in the understanding of groundwater flow through the aquitard of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). *Prof. Romaritz Homage Book*. Facult. Ciências. Lisboa: 115-126.

- Manzano, M. (1991). Síntese històrica y estado actual de los trabajos sobre la hidrogeología del Delta y Valle Bajo del río Llobregat (Barcelona). *Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería*. Barcelona: 203-228.
- Marqués, M.A. (1984). Les formacions quaternaries del delta del Llobregat. *Institut d'Estudis Catalans. Arxius de la Secció de Ciències*. LXXI, Barcelona.
- Marques da Silva, M.A.; Custodio, E. (1988). Síntese isotópica dos aquíferos do delta do Llobregat (Catalunha-Espanha). *Geociências, Aveiro*. 3 (1-2): 275-290.
- Medina, A.; Galarza, G.; Carrera J. (1989). Manual del programa TRANSIN-II. Simulación y Estimación de Parámetros en Flujo y Transporte en Medios Porosos. E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos. *Universitat Politècnica de Catalunya*. Barcelona: 1-132.
- Miralles, J. M.; Cantó, J. (1984). Realimentación artificial de los acuíferos subterráneos de los deltas de los ríos Llobregat y Besós. *Tecnología del Agua*. Barcelona. 14: 46-56.
- MOP (1964). Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besós y Llobregat: necesidades hídricas de la zona propuesta de vigilancia y ordenación de las extracciones de agua. *Centro de Estudios Hidrográficos, Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas*. Barcelona.
- MOP (1966). Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besós y Bajo llobregat. *Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas*. Barcelona. 4 vol.
- Moragas, G. (1896). Corrientes subálveas: estudio general sobre el régimen de las aguas contenidas en terrenos permeables e influencias que ejercen los alumbramientos por galerías o pozos, y especial, del régimen o corriente subterránea del delta acuífero del Besós. *Anales de la Revista de Obras Públicas, Madrid*: 1-133.
- Navarro, A. (1989). Estudio de los acuíferos aluviales de la cuenca del río Besós: origen y evolución de la contaminación. *Tesis doctoral Universidad de Barcelona*: 1-525.
- Navarro, A.; Carrera, J.; Sánchez-Vila, X. (1992). Contaminación por lavado piezométrico a partir de vertederos enterrados: aplicación a un acuífero aluvial. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*. Madrid. XVI: 371-385.
- Peláez, M.D. (1983). Hidrodinámica en formaciones semipermeables a partir de la composición química y radioisotópica del agua intersticial: aplicación de los limos intermedios del delta del Llobregat. *Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Físicas. Universidad de Barcelona*.
- PHPO. (1985). Modelo de simulación de los acuíferos del Bajo Llobregat. *Estudios para el Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental*. Barcelona.
- REPO. (1971). Informe sobre la construcción y aplicación de un modelo matemático de simulación del funcionamiento de los acuíferos del delta del Llobregat. *Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo Oriental. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas*. Barcelona.
- Riba, O. (1981). Canvis de nivell i de salinitat de la Mediterrània Occidental durant el Neogen i el Quaternari. *Treballs Institut Català de història Natural, Barcelona*. 9: 45-62.
- Rivera, J.; Ventura, F.; Guardiola, J.; Perramon, J.; Salvatella, N. (1982). Controle des trihalométhanes dans les eaux d'approvisionnement de Barcelone. *Aqua, Journal IWSA*. London. 5: 469-474.
- Santa María, L.; Marín, A. (1910). Estudios hidrológicos en la cuenca del río Llobregat. *Bol. Com. del Mapa Geológico de España*. Madrid: 31-52.
- Serra, J.; Verdager, A. (1983). La sedimentación holocena en el prodelta del Llobregat. *X Congreso Nacional de Sedimentología*. Mahón.
- Solé Sabaris, L. (1963). Ensayo de interpretación del Cuaternario Barcelonés. *Miscel. Barcelonensia*. Barcelona. II: 7-54.
- Subirana, J.M. (1983). Estudi de la contaminació de les aigües subterrànies del Baix Llobregat. *Tesis de Licenciatura. Universidad de Barcelona. Fac. de Geología*. 1-169.
- Subirana, J.M.; Casas, A. (1985). Étude préliminaire sur la pollution d'un aquifère alluvial près de Barcelona (Espagne). *Hydrogéologie*. Orléans. 1: 31-91.