

CROMO, BORO Y OTROS CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO DEL BAJO LLOBREGAT: ORIGEN, COMPORTAMIENTO Y MOVIMIENTO

Quaderns
d'enginyeria

2 (1980) 1 p. 37-50

por Emilio Custodio, Dr. Ing. Ind. (1), (2) y (3) y
Andreu Galofré, Geólogo (2) y (3)

RESUM

Moltes excavacions per a l'extracció d'àrids al Baix Llobregat han sigut omplenes amb materials de refús que han incorporat deixalles industrials i escombreries domèstiques. Com a conseqüència s'han creat medis reductors que han sigut l'origen de l'aparició de ferro i manganès en les aigües, entre d'altres contaminants. Ells es mouen en el sentit del flux, el qual és funció de les extraccions existents. Els enterraments de materials de refús de la transformació de cromites en àcid cròmic, alliberen cromats solubles els quals són lixiviat per l'aigua d'infiltració que es mou cap el nivell freàtic o s'incorporen directament a la capa freàtica i persisteixen llarg temps. En un altre lloc, les aigües apareixen amb un elevat contingut en bor, amb una distribució que assenyalava un focus ben localitzat, però que té unes característiques que no s'identifiquen fàcilment, encara que es poden assenyalar diverses possibilitats. Els reompliments d'excavacions amb escombreries donen lloc a un medi fortament reductor, que origina que l'aigua es carregui en ferro i manganès, a més d'apareixer amoní i un augment de la concentració en bicarbonats.

SUMMARY

Many gravel and sand pits in the Lower Llobregat area, have been filled up with leavings incorporating industrial refuse and domestic trash. The consequence has been the formation of a reducing environment that facilitates the dissolution of iron and manganese in the groundwater, among other pollutants. They move following the groundwater flow, which depends on the abstraction pattern. The burial of by-products of the fabrication of chromic acid from chromites, creates a source of soluble chromates that are leached by the infiltration water moving toward the water table, or directly by the groundwater, and they persist a long time. In other place, the groundwater have high boron content, with a pattern showing a well defined source area, but which nature is not easily identifiable, although different possibilities can be assumed. The filling up of pits with trash give a highly reducing medium which produces soluble iron and manganese besides the ammonium and an increase in the bicarbonate ion content.

* Presentado a la III Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Madrid.

- (1) Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, Universidad Politécnica de Barcelona.
- (2) Curso Internacional de Hidrología Subterránea UPB/CAPO/SGOP/CHPO
- (3) Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, Barcelona. MOPU.

1. INTRODUCCION

El delta y el valle bajo del río Llobregat constituyen un importante embalse subterráneo que regula con una elevada garantía un caudal de 120 a 140 hm³/año, con la gran ventaja de estar junto a los principales centros de consumo, y proporciona una elevada seguridad de abastecimiento frente a las frecuentes y graves alteraciones químicas del agua del río.

No obstante, la cercanía a una de las zonas más densamente pobladas de España, en la que coincide además un alto índice de desarrollo industrial, es causa de que numerosos vertidos sólidos y líquidos amenacen la calidad química de las aguas subterráneas de la zona, a veces con caracteres alarmantes. Además, las extracciones de agua subterráneas provocan un continuado proceso de intrusión marina, cuyos efectos empiezan ya a ser sensibles con intensidad.

La falta de una legislación eficaz en su aplicación y la escasez de medios administrativos explican, aunque no justifican, la grave deterioración del medio subterráneo, la cual irá en progresivo aumento a medida que los contaminantes introducidos bajo el terreno se incorporan al medio saturado, en un proceso que bajo ciertos aspectos puede considerarse como difícilmente reversible.

Solo se van a describir los datos preliminares del comportamiento de vertidos crónicos, de una aparición de boro concentrado, y del enterramiento de basuras.

2. ESTUDIOS PREVIOS

El Bajo Llobregat es una de las zonas mejor estudiadas de España, e incluso a nivel mundial, bajo el punto de vista del agua subterránea. No obstante, la extraordinaria complicación introducida por las actividades humanas, y en especial la dificultad y falta de recursos económicos y humanos para realizar estudios sistemáticos y controles, hace que existan muchas lagunas y que ciertos aspectos solo se conozcan a nivel preliminar. A pesar de existir una densa red de piezómetros de control de niveles, no es suficiente para estudios de detalle del movimiento de contaminantes, ya que en cada caso se requiere establecer una malla especial de observación, especialmente proyectada.

Los primeros estudios sobre la calidad de las aguas subterráneas parten de los trabajos realizados por la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y el Servicio Geológico de Obras Públicas (MOP, 1966, Custodio 1966) a los que siguieron los trabajos de tesis doctoral de uno de los autores (Custorio 1968, 1969), y los estudios incluidos en el Estudio de los Recursos Hidráulicos del Pirineo Oriental (REPO, 1972). Posteriormente, se ha ido recopilando información y se han realizado análisis químicos, en parte como trabajos prácticos del Curso

Internacional de Hidrología Subterránea. Ello ha permitido obtener algunos informes internos, parte de los cuales se citan en las referencias bibliográficas. En el momento actual está en curso avanzado una tesina sobre el problema concreto del boro, y una tesis doctoral sobre el paso de agua del acuífero superficial al profundo del delta.

3. CONTAMINACION POR BORO

Aunque el agua del río Llobregat, que es la principal fuente de alimentación de los acuíferos de la zona, recibe vertidos crómicos esporádicos que crean un grave problema de abastecimiento, la mayor parte de la contaminación crómica de las aguas subterráneas procede de los depósitos de cromitas residuales del proceso de fabricación de ácido crómico en una industria ubicada en la zona. Estos vertidos se vienen realizando desde finales de la década de 1960 y solo recientemente han disminuído en cantidad y poder contaminante. Se estima una generación anual de residuos de hasta 1400 t/año, con hasta un 4% de cromo total y hasta un 0,2% de cromo hexavalente soluble, vertidos en excavaciones, zonas de relleno, terraplenados, etc., en una amplia área alrededor de Barcelona, que incluye el Bajo Llobregat. Es probable que en el delta y valle bajo del Llobregat se hayan enterrado hasta unas 20 a 40 t de cromo hexavalente soluble, incorporado a unos residuos negros pulverulentos, que en superficie llegan a dejar marcas amarillas y dan una fácil reacción crómica.

El Código Alimentario Español, así como las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud fijan como límite admisible en el agua de bebida 0,05 ppm de Cr^{+6} , aunque es recomendable no rebasar 0,01 ppm. Una sobreconcentración de cromo hexavalente puede ser origen de trastornos digestivos, que pueden llegar a graves, y por acumulación ser cancerígenos. Según el Michigan Department of Health (Deutsch 1961), 1 ppm de cromo hexavalente afecta ya al sistema nervioso y tejidos de los riñones, y puede ser origen de una enfermedad crónica.

Valores similares son aplicables a las aguas de bebida del ganado. En cambio no parece perjudicial a las plantas, aunque se recomienda no rebasar 5 ppm en dosis continuada a 20 ppm si es esporádico y se aplica al agua en suelo fino (U.S. Federal Water Pollution Control Administration). Otras fuentes de datos señalan un máximo de 0,1 ppm de Cr^{+6} para aguas agrícolas aplicadas de forma continuada sobre suelos de textura grosera (U.S. National Academy of Sciences).

En general el Cr^{+6} , en forma de cromato o dicromato, según el pH del agua, es muy poco retenido por el terreno, razón por la cual en ocasiones se le selecciona como trazador. Esa tendencia a permanecer en la fase acuosa lo hace especialmente peligroso, y solo desaparece por reducción a cromo trivalente en medio reductor. A este respecto, un acuífero con notable contaminación orgánica puede favorecer la eliminación del Cr^{+6} precipitándose como

S_3Cr_2 o como Cr_2O_3 , aunque en ausencia de sulfuros pueden permanecer pequeñas cantidades de Cr^{+3} disueltos, que pueden revertir a Cr^{+6} en el tratamiento de esterilización del agua.

Las alarmas crómicas son frecuentes en la zona, y en el área del Llobregat se han llegado a determinar 7,6 ppm de Cr^{+6} (8,0 ppm de Cr total) en un pozo litoral poco profundo -- utilizado para el llenado de una piscina con agua salada subterránea. La fuente de cromo se localizó en un rellano de terreno para abrir un nuevo camino. El nivel freático está en este caso alrededor de un metro de profundidad. La lluvia que se infiltra a través de un débil recubrimiento arenoso arrastra en su descenso al cromo. La concentración en cromo era creciente con el tiempo. La clara coloración amarilla del agua de la piscina fue el motivo que desencadenó la alarma.

El hecho de que la frecuencia de contaminación de captaciones de agua por cromo sea aún pequeña es debido a que:

- los vertidos de cromitas residuales son recientes
- el tránsito a través del medio no saturado es lento, con un tiempo medio variable en esta zona entre 0,7 y 5 años por cada m de profundidad del nivel freático (velocidad de 1,3 a 0,2 m/año).
- el tiempo medio de movimiento desde la vertical del punto de contaminación hasta los pozos es lento, y para pozos explotados para usos agrícolas, en condiciones medias de gradiente hidráulico y de permeabilidad, es del orden de 0,5 a 5 m/día o sea de 180 a 1800 m/año, a contar desde la llegada del contaminante al nivel freático.

No obstante, la dispersión hidrodinámica puede ser grande, lo que hace que la contaminación aparezca antes, si bien menos acentuada a causa de la dilución.

Para conocer la situación real derivada de esos vertidos se han realizado diversos sondeos mecánicos en antiguos depósitos de residuos en excavaciones, en los que se sabe que -- existen vertidos crómicos o éstos resultan aparentes en superficie. En la zona Llobregat se han realizado 4 sondeos (números 10, 12, 13 y 15). Estos estudios han sido realizados por -- la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, con la colaboración de INTECSA.

Los sondeos fueron realizados con toma continua de muestras mediante una barrena helicoidal hueca autotrasportada, con sacatestigos de 80 mm \emptyset por el interior, actuando en seco, a fin de evitar contaminación de la muestra. Tras la extracción del testiguero se avanzaba el revestimiento de 200 mm exterior y 84 mm interior, con lo anal se minimizaba la caída y arrastre de partículas de niveles superiores. Una vez alcanzado y penetrado el nivel freático se tomaba una muestra de 1 l con tomamuestras de inmersión al cabo de 1 semana, para eliminar así posibles efectos de incorporación de cromo por el proceso de perforación.

Se separaron muestras representativas de cada metro perforado. En cada una de las muestras se separó la fracción fina ($<0,06$ mm), para determinar en ella el contenido de cromo, ya que en principio la fracción gruesa de cantos, gravas, bloques y restos de elementos de construcción en principio no es absorbente ni retentiva de forma importante. En el medio no saturado el cromo disuelto queda suspendido con el agua sometida a succión (pelicular, funicular y capilar).

La concentración de cromo en el medio sólido se ha medido por espectro-fluorometría de rayos X (sensibilidad $60 \mu\text{g}$) a partir de patrones de arcilla con contenidos conocidos de Cr. En el medio líquido (muestras de agua o fracción extraíble con agua) las mediciones se han realizado por absorción atómica, con sensibilidad de $0,05$ ppm.

Los resultados se representan en la figura 1, junto con la situación de las áreas reconocidas. En la tabla 1 se muestran las principales observaciones y conclusiones.

Es difícil extraer conclusiones cuantitativas, en parte porque la exploración no se ha realizado de la mejor manera ni con los medios necesarios, y por lo tanto solo debe considerarse preliminar. No obstante, queda claro el movimiento descendente de los cromatos, que alcanzan el nivel freático.

Parece que en el momento en que la concentración de aporte es mayor, ésta vale entre 10 y 50 ppm en el terreno, a un ritmo de $0,1$ a $0,6$ m/año. Con una porosidad del 20% y lavado completo la introducción mayor se haría al ritmo de 2 a $50 \text{ g/m}^2/\text{año}$.

Aunque es muy difícil estimar la superficie de cromitas, en el caso del valle bajo del Llobregat pueden quizás admitirse entre 5 y 20 ha. La mezcla con el 50% del flujo subterráneo, alrededor de $100 \text{ hm}^3/\text{año}$, produciría una concentración en cromo hexavalente entre $0,002$ y $0,2 \text{ mg/l}$ y teniendo en cuenta la no simultaneidad de llegada de las máximas concentraciones, valores más probables entre $0,005$ y $0,02 \text{ mg/l}$.

No se trata de cantidades alarmantes a nivel global, pero sí que pueden crear problemas locales por falta de dilución, lo que obliga a un estricto control de los pozos de abastecimiento, y a tener soluciones de repuesto (pozos alternativos en otras áreas) para el caso en que aparezca la contaminación.

Dado que el cromo se aporta al nivel freático, su llegada a niveles profundos del acuífero supone cierta dilución. Por ello, son recomendables los pozos con rejilla preferentemente en la parte más profunda del acuífero, aunque son más caros. Ello también comporta la adopción de medidas para mantener el nivel freático alto. Después de una época de niveles freáticos bajos, el ascenso de niveles consecuencia de una recarga supone el lavado de cromatos en descenso, además de una más rápida entrada, por lo cual en esos momentos deben in-

tensificarse los controles.

La situación en el delta del Llobregat es diferente por la más lenta renovación del agua (menor permeabilidad y gradientes hidráulicos pequeños), lo cual supone que la contaminación es de carácter más localizado, pero con posibilidades de alcanzar concentraciones notablemente mayores a las antes señaladas, como en el ejemplo preliminar de este apartado.

Tabla 1.- OBSERVACIONES Y CONCLUSIONES DE LOS SONDEOS DE RECONOCIMIENTO DE LA FIGURA 1 *

Sondeo	10	12	13	15
Cortadas cromitas residuales?	Si	No	No	Algo
Relleno hasta nivel freático?	Si	No	No	Si
Descenso cromo soluble	Notable	Notable	Moderado	Moderado
Edad probable del vertido en 1977	9 años	10 años	10 años	7 años
Velocidad promedio de descenso, estimado, m/año	0,1	0,6	0,2	< 0,1
Grado de dispersión vertical	normal	alto	normal con extenso frente	normal con extenso frente
Llega frente de dispersión al nivel freático?	incipiente pero claro	llega	solo incipiente	solo incipiente
Contaminación agua freática	alta	moderada	moderada	moderada

* Nota: El no haber cortado cromitas residuales no quiere decir que no existan en el lugar. Estas se pusieron de relieve en un reconocimiento superficial.

Las posibilidades de que el acuífero profundo se contamine de forma acusada a partir del acuífero freático son pequeñas, dado la gran dispersión que supone el paso de un acuífero a otro.

Un problema adicional puede surgir en caso de que se removilicen vertidos crómicos y éstos puedan ir a parar por error a lugares en los que se pueda producir fácil contaminación, como en el ejemplo citado por Deutsh (1961) en Grandville (Michigan) en el que para proteger un pozo contra inundaciones se elevó el terreno tomando arenas que habían sido contaminadas por vertidos crómicos, facilitando así una rápida afección al agua extraída. Una

situación similar pudo haber sucedido al efectuar el encauzamiento del río Llobregat en un lugar en que en las márgenes existan antiguos depósitos de cromitas residuales, de no haber actuado la Administración con conocimiento de causa.

4. CONTAMINACION POR BORO

Los regantes del área comprendida entre la vía férrea de Barcelona a Zaragoza y el Camí del Raurell, a ambos lados del límite entre los términos municipales de Castelldefels y Gavá, han venido encontrando progresivas y serias dificultades en la explotación agrícola de sus tierras a causa de un progresivo aumento de la salinidad de las aguas extraídas de sus pozos y además a la aparición de boro disuelto, componente de notable toxicidad para los cultivos, aunque no para los animales superiores, por lo menos hasta 5 ppm de B.

En enero de 1978 se realizó un primer reconocimiento, que es la base de lo que se expone a continuación, no llegándose a conclusiones definitivas, aunque las principales líneas del problema quedan perfiladas. Actualmente se está realizando un segundo estudio de detalle para una tesina, que va a incluir un sondeo de reconocimiento, con instalación de un punto de observación que formará parte de la red piezométrica existente.

El área se sitúa en las proximidades del límite NW del delta del Llobregat, cerca del contacto con los materiales triásicos (calizas y dolomías, y areniscas rojas) de permeabilidad baja a media, aunque con poca extensión.

Los materiales de la zona consisten en una capa superior arcillosa y areno-arcillosa de escasos metros de espesor que continúa en un nivel de arenas finas, arenas y gravas hasta una profundidad de 25 a 30 m, apoyándose sobre materiales arcillosos pliocenos, a veces con niveles permeables, y localmente, en el lado N, sobre materiales triásicos, que pueden ser calizas permeables.

El acuífero es único, aunque en detalle existen diferentes subniveles peor o mejor conectados entre sí. La zona más permeable se sitúa entre los 10 y 25 metros de profundidad, y puede contener gravas rodadas, mayoritariamente calcáreas, de hasta 40 mm de diámetro en algunos tramos. La transmisividad es a grosso modo del orden de 200 a 500 m²/día y la permeabilidad máxima es probablemente no superior a 100 m/día, con un valor medio probable estimado entre 10 y 50 m/día.

La recarga se efectúa por:

- Infiltración del agua de lluvia, con un valor medio probable del orden de 50 mm/año.

- Infiltración de la escorrentía lateral y aportaciones subterráneas directas del borde, que muy groseramente se pueden estimar en $0,3 \text{ hm}^3/\text{año}/\text{km}$ de borde, quizás solo $0,1$ en el lado W, y hasta $0,7$ en el E a causa de la influencia de la Riera dels Canyars.
- Infiltración de excedentes de riego, en cantidad importante dada la elevada dotación aplicada.
- Infiltración de aguas usadas, vertidas en pozos de absorción o fugadas de desagües y canales de aguas residuales. Es muy difícil de evaluar cuantitativamente.

Se trata de una zona de explotación intensiva de agua subterránea para abastecimiento (aunque algunos pozos están actualmente clausurados a causa de contaminación o un exceso de hierro y manganeso disueltos), industria y regadío, llegándose a dotaciones de hasta $40000 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{año}$. Con estas elevadísimas dotaciones se consigue cultivar a pesar de la salinidad y contenido en boro del agua, puesto que se produce un elevado lavado de sales en un suelo arenoso, pero necesita gran cantidad de abonos orgánicos, que son lavados en buena parte por el agua, ayudando a la incorporación de sales. Actualmente apenas se riega.

Las aguas se clasificarían, según el criterio del Salinity Staff, del Ministerio de Agricultura americano, como C4 para la salinidad (excesiva) y S2 a S4 (medio a muy alta) pero la relación de absorción de sodio, coincidiendo además las aguas peores con las de mayor contenido en boro, y con las que exigen mayor dotación.

En las proximidades, las extracciones de arenas del terreno, hasta varios metros bajo el nivel freático actual (varios metros por debajo del natural), anteriores o actuales, son frecuentes y se han rellenado o se rellenan con escombros, en ocasiones con basuras y residuos industriales.

En las proximidades de la zona de estudio no existe ningún piezómetro de control de la red de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y los pozos existentes no permiten medir la profundidad del nivel del agua al no quedar espacio entre la maquinaria de elevación del agua y la entubación. Sin embargo, los datos obtenidos durante el inventario muestran una presión de 4 a 6 metros bajo el nivel del mar, que es permanente a lo largo del año, aunque con oscilaciones. Es el resultado de los bombeos anteriormente mencionados. En 1965 en la zona los niveles estaban ya ligeramente por debajo del nivel del mar, y en sucesivas campañas de medición se ha ido observando una paulatina profundización de los niveles a causa de las crecientes extracciones.

Esta depresión piezométrica se alarga según el trazado del ferrocarril y a ambos lados, pero está separada del mar por una divisoria de aguas, que cada vez está más próxima al li-

toral. La depresión alcanza a los materiales calcáreos aflorantes en el borde Norte. Así pues, se trata de una zona semicerrada en la que se establece un equilibrio entre la recarga y la descarga al mar a través de canales de aguas residuales y de la evapotranspiración creada por los regadíos. Al existir cierto grado de recirculación, existe un incremento de salinidad no atribuible a salinización por agua marina y que conlleva un paralelo aumento del contenido en bicarbonatos. No obstante, existe también una contribución marina a la salinización debida a la existencia inicial de agua salina profunda natural, en parte residual de la formación del delta y en parte de la cuña normal de intrusión marina, y también a la penetración de agua marina a causa de las extracciones. La existencia de una divisoria de aguas con cota superior al nivel del mar entre la zona de estudio y el mar no impide la penetración marina en profundidad puesto que esta elevación solo llega a +0,5 m y el espesor permeable supera los 20 m, valor mínimo para que la cuña quede limitada en penetración, según la ley de Ghyben-Herzberg.

Un reconocimiento geoeléctrico realizado en 1974 muestra una penetración salina en profundidad desde Castelldefels hacia la Riera dels Canyars, siguiendo entre el borde sur de la vía férrea y el Camí Real de Valencia a Barcelona. Esta penetración probablemente ha ido creciendo y se acusa claramente en reconocimientos más recientes.

En 1965 esta penetración aún no se había desarrollado, aunque era ya presumible. La existencia de agua salina en profundidad era claramente manifiesta.

Sin una piezometría de detalle es muy difícil prever el movimiento local detallado del agua subterránea en la zona concreta de estudio, pero cabe esperar una reducida movilidad lateral, y en cambio una rápida renovación (anual) y alto grado de reinfiltración (quizás hasta del 75% en algunas zonas). Esta recirculación juega un importante papel en la salinización por concentración, al evaporarse parte del agua aplicada al terreno.

En la figura 2 se representa el contenido en cloruro (indicativo de la intrusión marina y concentración por recirculación), en bicarbonatos (indicativo de la afección por abonos orgánicos y vertidos orgánicos) y en boro (representativo del problema específico en cuestión).

Es notoria la coincidencia entre cloruros y contenido en boro, y en cierto modo con una elevación de bicarbonatos, si bien este ión es mayor en otras áreas debido a los enterramientos de basuras, a los que se hará referencia más adelante.

El máximo de concentración de boro queda centrado en los campos de labor y no en las áreas ocupadas por la industria.

La forma presumible de la superficie piezométrica está de acuerdo con la forma de las

curvas de contenido en boro. La extensión hacia la zona industrial y otros pozos agrícolas hacia el NE, probablemente es debida al flujo local creado por esos bombeos de carácter permanente y los de abastecimiento, ubicados más hacia el NE.

Es difícil calcular la cantidad de boro existente en el agua subterránea, pero admitiendo una distribución vertical uniforme en un espesor de 15 metros, con una porosidad útil del 0,15 se puede calcular que, según la tabla 2, existen alrededor de 200 kg de B con concentración igual o superior a 2 ppm B, y la zona contaminada (más de 1 ppm B) puede llegar a contener 500 kg de B, todo ello en forma de BO_3^- .

Resulta difícil establecer el origen del boro. No procede de las industrias más inmediatas, puesto que no utilizan ningún compuesto que lo contenga, o por lo menos no ha sido encontrado. Por otro lado la cantidad total de boro es relativamente modesta, pero alta para un vertido accidental o para residuos esporádicos.

Las diferentes posibilidades en estudio son:

- a) Existencia de un relleno con residuos industriales con un alto contenido en boro.
En la zona existe un antiguo vertedero.
- b) Surgencia profunda de agua rica en boro de origen natural, de circulación profunda, localizada en la zona de falla que limita el delta, quizás hidrotermal (debe realizarse un estudio de temperatura, contenido en sílice y otros hidrotermómetros). Este manantial sería actualmente más notable debido al fuerte descenso de niveles.
- c) Aporte con los abonos utilizados, y concentración por recirculación. Parece poco probable.

No hay datos para la selección una posibilidad con referencia a las otras. En todo caso el simultáneo incremento de cloruros y de boro podría estar ligado a las posibilidades b y c, y la de cierto incremento en los bicarbonatos a la c, pero la más verosímil parece la a.

Quizás el boro vaya ligado a la presencia de una cierta fracción de agua marina o a que la salinización pueda favorecer la descomposición de minerales o depósitos o residuos que contengan boro, posibilidad que así mismo debe considerarse. El agua marina tiene alrededor de 4,7 ppm de B, pero su dilución hasta los niveles salinos encontrados lo reduce a menos de 0,6 ppm.

En la figura 3 se representa la relación $r_{\text{Na}}/r_{\text{K}}$ ($r = \text{meq/l}$), el contenido en nitratos y amonio y los diagramas de Stiff de aguas de la zona. Aparece un máximo de NO_3 correspondiente a un máximo a la relación $r_{\text{Na}}/r_{\text{K}}$, y la distribución de concentraciones es similar.

No existe una clara relación con el contenido en boro ni con el contenido en cloruro. Ello admite dos explicaciones:

- a) Las aguas más nitradas y con mayor relación r_{Na}/r_{Cl} corresponden a pozos menos profundos, en los cuales el efecto de recirculación y aportes de contaminantes es más sensible.
- b) Las aguas de recirculación se desplazan preferentemente hacia el NE, en cuyo caso la existencia de B solo puede ser atribuible a un depósito de residuos o a una surgencia actual profunda.

Tabla 2.- CONTENIDO EN BORO EN EL ACUIFERO DEL AREA DEL RAURELL

Supuesto: 15 metros de espesor acuífero con una porosidad útil del 0,15

<u>Contenido en boro mayor que (ppm)</u>	<u>Superficie en que el valor se supera (m²)</u>	<u>Diferencias (m²)</u>
4	4050	
3	13100	9050
2	33000	19900
1	137000	104000

<u>Promedio B(ppm)</u>	<u>Superficie (m²)</u>	<u>kg de B</u>	<u>Observaciones</u>
4,25	4050	38,5	a más de 4 ppm B
3,5	9050	71	entre 3 y 4 ppm B
2,5	19900	112	entre 2 y 3 ppm B
1,25	104000	287	muy impreciso, entre 1 y 2 ppm B

El estudio de los diagramas de Stiff muestra que esas aguas nitradas tienen ciertas diferencias con las otras. En la figura 3 se han señalado 4 regiones, teniendo en cuenta además de los valores expuestos, el del $icb = (r_{Cl} - r_{Na})/r_{Cl}$.

Los siguientes grupos señalan regiones coincidentes con lo antes expuesto.

GrupoCarácter y observaciones

- | | |
|-----|--|
| I | Aguas muy cálcicas y magnésicas (duras) con muy elevado valor icb. Parece que se trata de agua de un frente de avance salino. Son oxidantes y con cierto efecto de recirculación. Alto contenido en nitrato y en la relación rNa/rK |
| II | Agüas no tan duras pero con un valor icb elevado y con un marcado carácter reductor. Puede tratarse de agua de un frente de avance salino pero más bien sería el resultado de depósitos de basuras enterrados con liberación orgánica y salinidad. |
| III | Zona posiblemente muy localizada, afectada por vertidos industriales. No reductora. |
| IV | Aguas en general salinas, menos duras que las otras, con un valor icb solo algo elevado, oxidantes y a veces con elevado contenido en nitratos. Existe contaminación marina probable, además de recirculación. |

4. CONTAMINACION POR BASURAS

Otro de los contaminantes de la zona son las basuras urbanas, vertidas en gran cantidad en excavaciones de extracción de áridos, en parte alcanzando el nivel freático.

El resultado ha sido la disolución en el agua de sustancias orgánicas oxidables que han dado origen a un medio fuertemente reductor, cuyas consecuencias son la reducción de los nitratos y aparición de amoníaco, y a la disolución de hierro y manganeso procedente del terreno, causando graves problemas a pozos de explotación, de modo que algunos de ellos han tenido que ser abandonados.

Desgraciadamente la información disponible sobre la evolución de la calidad química del agua es poca, y la elaboración de datos aún está por hacer.

La zona de alto contenido en bicarbonatos y de alto contenido en amonio (con ausencia de nitratos) de las figuras 2 y 3 corresponde a una de esas áreas de enterramiento de basuras.

5. REFERENCIAS

- CAPO (1977).- Informe sobre la contaminación por cromo de los acuíferos de los ríos Llobregat y Besós. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona. Informe interno.
- CAPO-AB (1973-1974).- Estudio de las afecciones hidrológicas del vertedero controlado de basuras en el macizo de Garraf. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Excmo. Ayuntamiento de Barcelona. Informe principal 511 pag + planos y mapas; informe complementario 121 pag.
- Custodio, E. (1967).- Calidad química de las aguas subterráneas del delta del río Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica nº 2 y 3. Coloquio de Barcelona 1966. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua, Vol 2 y 3, pág 129-138 + 17 mapas. Barcelona.
- Custodio, E. (1968).- Études geohydrochimiques dans le delta du Llobregat, Barcelona (Espagne). International Association of Scientific Hydrology, Pub 62. General Assembly of Bern. pags 134/155. Gentbrugge. 1967.
- Custodio, E. (1968).- Datación de aguas en el delta del río Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica nº 6. Coloquio de Pamplona. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. pag 205-237. Barcelona.
- Custodio, E. (1978).- Estudio preliminar sobre el origen de la salinidad y contenido en boro de las aguas subterráneas del paraje denominado "El Raurell", entre los términos municipales de Castelldefels y Gavá. Informe interno.
- 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, Sección 6, pag 51-80. Madrid - Lisboa. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid.
- Custodio, E., Cacho, F., Peláez, M.D. (1976).- Problemática de la intrusión marina en los acuíferos del Delta del Llobregat. Segunda Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica, Barcelona. Instituto Geofísico y Catastral Madrid. pag 2069-2101.
- Deutsch, M. (1961).- Incidents of chromium contamination of ground water in Michigan. U.S. Public Health Service, Technical Report W 61-5, pag 98-104.

Galofré, A (1977).- Informe sobre el contenido de cromo en algunos pozos de las cuencas de los ríos Besos y Llobregat. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona. Informe Interno.

MOP (1966).- Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besós y Bajo Llobregat: segundo informe. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas. Barcelona. 4 Vols.

REPO (1971).- Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental. Informe sobre la contaminación del río Llobregat. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas. Barcelona.

Vilaró, F., Custodio, E., Bruington, A. (1970).- Sea water intrusion and water pollution in the Pirineo Oriental. American Society of Civil Engineers. Memphis Meeting, preprint 1122, 42 pag., 1970.

Vilaró, F., Custodio, E. (1972).- Calidad de las aguas superficiales y subterráneas en el Pirineo Oriental. Feria Oficial e Internacional de Muestras de Barcelona, pag. 79-103 Barcelona.