

INTERFERENCIAS Y ANALOGIAS ENTRE LA CONTAMINACION POR ABONOS POR INTRUSION MARINA EN ACUIFEROS COSTEROS DEL LITORAL CATALAN

Resumen

1. Introducción

2. Definición de las áreas seleccionadas

2.1. Rasgos generales

2.2. Datos disponibles

2.3. Calidad general del agua

2.3.1. Área del Maresme

2.3.2. Área del Bajo Ter

3. Los principales agentes contaminantes y sus efectos

4. Problemas que se plantean

5. Discusión y tratamiento de los datos

6. Conclusiones

7. Bibliografía

**INTERFERENCIAS Y ANALOGÍAS ENTRE LA CONTAMINACIÓN POR ABONOS Y
POR INTRUSIÓN MARINA EN ACUÍFEROS COSTEROS DEL LITORAL CATALÁN.**

COROMINAS BLANCH, José (Servei Geològic de Catalunya)
LOPEZ GETA, Juan Antonio (Instituto Geológico y Minero de España)

RESUMEN

La mayoría de estudios sobre la calidad química del agua, realizados a lo largo de estos últimos años en los principales acuíferos costeros de Catalunya han insistido con frecuencia en los notables índices de contaminación que presentan las aguas subterráneas, destacando dos causas muy importantes: la intrusión marina y el abonado de los campos de cultivo. Los efectos producidos por ambos fenómenos pueden superponerse, resultando difícil diferenciarlos e induciendo a menudo a la confusión.

En el presente trabajo se analizan estos efectos en dos áreas concretas tomadas como referencia, (zonas deltaicas del río Ter y de la riera de Argenton), con el fin de establecer unos criterios prácticos sobre el particular.

1.- INTRODUCCION

Los depósitos pliocuaternarios que constituyen las llanuras costeras catalanas (y mediterráneas en general) suelen dar lugar a buenos acuíferos, con una situación relativamente somera respecto de la superficie del suelo, hecho que facilita enormemente su explotación.

Las buenas condiciones geográficas y climáticas de estas áreas, junto con la disponibilidad de una fuente de abastecimiento de agua fácilmente accesible, ha propiciado en las mismas un fuerte desarrollo de las actividades humanas. Al mismo tiempo somete a estos acuíferos a las múltiples fuentes de contaminación ambiental que se derivan del propio desarrollo, frente a las cuales resultan enormemente vulnerables. El estudio desta contaminación presenta diversos problemas que se abordan en este trabajo.

Las áreas fluvio-deltaicas de los ríos Ter, Fluvià o Muga en Gerona, fueron estudiadas en este sentido por el Instituto

Geológico y Minero de España, dentro del marco de diversos proyectos hidrogeológicos llevados a cabo entre 1984 y 1986.

Ambas zonas se caracterizan por presentar una agricultura de regadío relativamente intensiva, aunque también presentan rasgos diferenciales muy notables.

Así el área del Empordá está atravesada por cursos superficiales permanentes, más o menos regulados por embalses de superficie. Ello ha propiciado el uso de las aguas superficiales, especialmente en las labores agrícolas, reservándose las aguas subterráneas para los abastecimientos urbanos e industriales o para riegos complementarios.

La moderada población de la zona y también su moderada industrialización, hace que la explotación de los acuíferos en relación con los recursos disponibles sea reducida, exceptuando áreas muy concretas generalmente próximas a núcleos turísticos, en las que la concentración de las extracciones ha producido un fuerte avance de la intrusión. Si se exceptúan estas áreas, la piezometría refleja valores generalmente positivos. La contaminación agrícola tiene también un carácter puntual.

La situación en el Maresme es distinta, ya que la ausencia de cursos superficiales importantes obligó, desde el principio, al uso exclusivo de las aguas subterráneas en todos los servicios. La zona presenta una población en continuo aumento, más elevada que la anterior, un mayor desarrollo industrial y, sobre todo, una agricultura mucho más intensiva que, en conjunto, provocaron una fuerte tendencia a la sobreexplotación de los acuíferos.

Para cubrir el déficit, especialmente en los abastecimientos urbanos, hubo que recurrir a la importación de aguas del río Ter, desde principios de la década del 70, y del delta del río Tordera, desde mediados de la misma década.

Los acuíferos presentan generalmente una piezometría muy deprimida y sobre todo, un fuerte deterioro en su calidad que los afecta en su totalidad, debido tanto a la intrusión como a la afección del abonado.

Los principales resultados de los proyectos desarrollados por el I.G.M.E. se resumen en los trabajos de BATTLE et al. de 1987, información que puede complementarse con los restantes trabajos referidos en la bibliografía. A ellos nos remitimos para un mayor conocimiento hidrogeológico de estas zonas.

2.- DEFINICION DE LAS AREAS SELECCIONADAS

2.1.- RASGOS GENERALES

Para la exposición del problema objeto de este trabajo se han tomado como referencia dos sectores parciales de las zonas antes descritas: El área fluvio-deltaica del río Ter y la plataforma costera del Maresme comprendida entre Premià de Mar y Mataró, en la que se integra el área deltaica de la riera de Argenton (figuras 1 y 2).

Las dos zonas, tal como se ha comentado anteriormente, son de características distintas y, lógicamente, la contaminación también las afecta de forma diferenciada. Sin embargo, en ambos casos se pueden observar fenómenos de superposición en los efectos de la contaminación, con resultados relativamente similares.

Desde el punto de vista hidrogeológico y de forma sintética, los depósitos pliocuaternarios del Maresme dan lugar a un acuífero libre dispuesto sobre el basamento granítico que constituye la sierra Litoral, el cual actúa de zócalo impermeable. El conjunto es de una permeabilidad alta, hecho que propicia un elevado índice de infiltración de las precipitaciones y de las aguas de riego, principales vías de recarga del acuífero. La descarga es por escorrentía directa al mar y, principalmente, a través de las extracciones de múltiples pozos que penetran escasamente en el acuífero, el cual se sitúa prácticamente en el umbral de la sobreexplotación (unos 20 hm³ en 1985).

En el bajo Ter el acuífero está constituido por depósitos fluvio-deltaicos encajados en un basamento muy irregular y de distinta naturaleza (depósitos pliocenos, eocenos y mesozoicos), los cuales a pesar de ser localmente permeables, están desconectados del acuífero deltaico. Sus materiales presentan un predominio detrítico grueso de alta permeabilidad en las áreas interiores, pasando progresivamente a depósitos finos semipermeables que se hacen predominantes hacia la costa. En general dan un conjunto multicapa en el que los horizontes permeables profundos actúan como semiconfinados. La recarga se produce por influencia del río en las áreas interiores más permeables, hecho que provoca una relativa elevación piezométrica en toda el área deltaica. Las extracciones están muy por debajo de los recursos potenciales del acuífero (7,6 hm³ sobre 65 hm³, según datos del MOPU de 1985).

2.2.- DATOS DISPONIBLES

El número de análisis químicos disponibles para las dos zonas es reducido (diez en el Maresme y quince en el Ter), aunque por su distribución pueden considerarse suficientemente

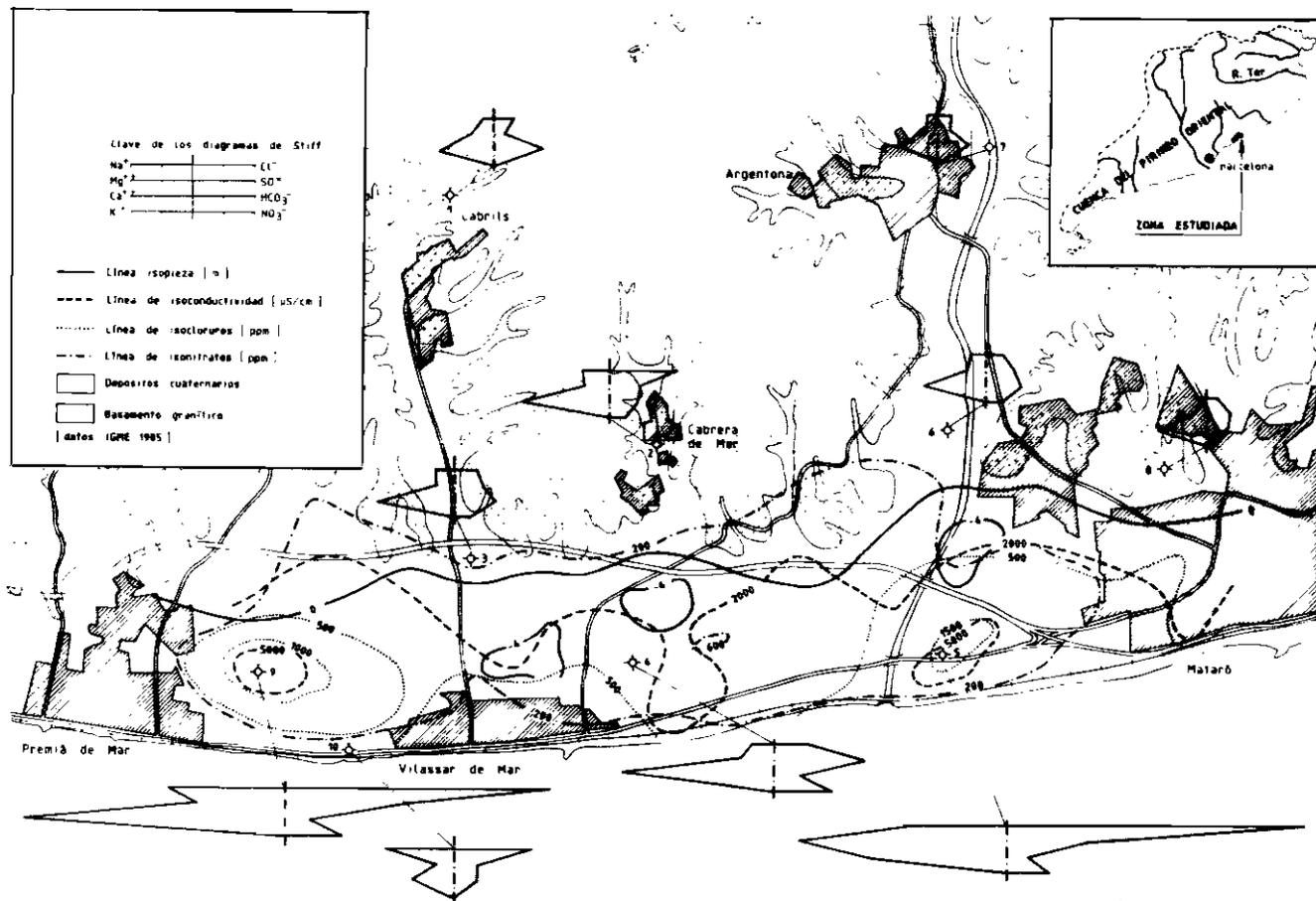
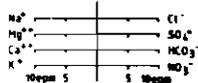


Fig. 1 MARESME



9

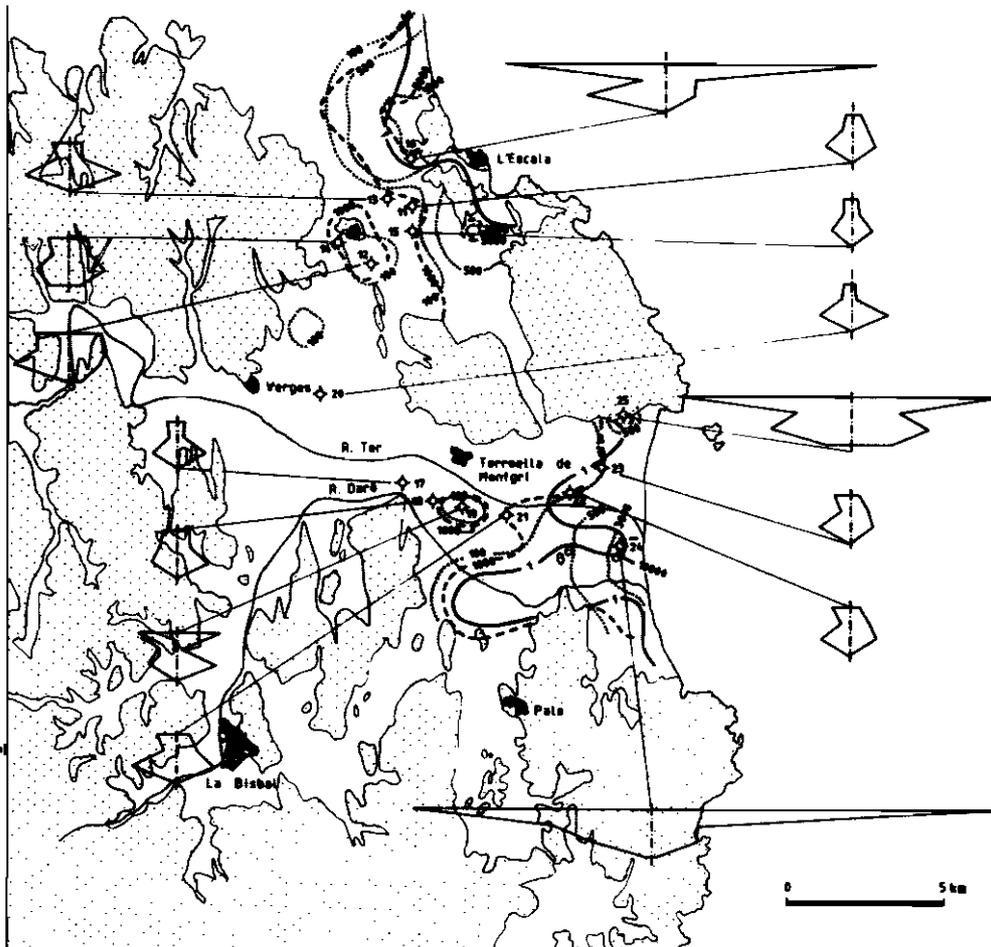
Clave de los diagramas de Stiff



- Línea isopieza [m]
- - - Línea de isoconductividad [$\mu\text{S}/\text{cm}$]
- Línea de isocloruros [ppm]
- Acuífero fluvio-dolomítico
- Masifón encajonado

[datos : GNE, 1985]

Fig. 2 BAJO TER



representativos de los tipos de agua presentes en los acuíferos. Sus resultados se han resumido conjuntamente en la tabla 1, donde los diez primeros análisis corresponden al Maresme y los restantes al área del Ter.

La situación de los puntos muestreados se refleja en la figura 1 para el área del Maresme y en la figura 2 para el bajo Ter. En ellas, para presentar el problema de forma gráfica, se han representado los diagramas de Stiff correspondientes a los análisis químicos disponibles. También se han superpuesto isolíneas indicativas de la piezometría, de la conductividad y de los contenidos en cloruros y nitratos. Estas últimas no se han representado en el área del Ter, debido al carácter local de los valores significativos.

Estas isolíneas están extraídas de los planos correspondientes a los proyectos del I.G.M.E. Su trazado está realizado con una red complementaria a los puntos con análisis químico completo, la cual no se refleja en las figuras. Todos los datos del Maresme corresponden a los meses de Octubre y Noviembre de 1985, mientras que los datos del Ter corresponden a los meses de Febrero-Abril del mismo año. Sin embargo, en esta última zona también se han incluido algunos análisis químicos completos, correspondientes a fechas anteriores, que se han considerado de interés.

2.3.- CALIDAD GENERAL DEL AGUA

2.3.1.- Área del Maresme

Los análisis químicos de la Tabla 1 y los datos reflejados en la figura 1 resumen perfectamente la mala calidad general de las aguas del Maresme (descrita con detalle en BATTLE et al., 1987; y con anterioridad en COROMINAS y CUSTODIO, 1981).

Las aguas ya en la cabecera de los barrancos, son bicarbonatas cálcicas, de mineralización media (sobre 400-500 μ S/cm) y muy duras (sobre 300-400 ppm de CO_3Ca). Evolucionan hacia la zona litoral dando aguas muy mineralizadas (se superan los 20.000 μ S/cm), extraordinariamente duras (con valores próximos a los 3.000 ppm de CO_3Ca) y con elevados contenidos de NO_3^- , (valores superiores a 700 ppm en el último control del I.G.M.E. de 1987). Forman un amplio espectro en su tipología, en el que resaltan tipos de aguas que resultan raros en el contexto de las aguas naturales, tal como se refleja en los diagramas de Stiff.

La mayor parte de la llanura costera se sitúa por encima de los 2.000 μ S/cm y los 200 ppm de NO_3^- , con extensas áreas en las que se superan los 500 ppm de Cl^- . La isopieza de 0m encierra toda la zona.

TABLA 1

ANALISIS QUIMICOS (mg/l)

NUM	INDICE	DATA	PH	CONDUC	DUREZ	HC03	CO3	SO4	CL	NO3	SiO2	NA	K	CR	MG	MMA
1	37157021	10-05	7.4	1203	594	474.00	0.00	90	124	29.0	27.2	54.00	0.40	149.10	41.30	-
2	37157023	10-05	7.4	2060	910	370.00	0.00	227	394	147.0	21.0	105.00	7.50	203.06	40.40	-
3	37157044	10-05	7.5	1507	754	403.00	0.00	223	133	147.0	27.2	59.50	3.50	244.10	34.00	-
4	37158003	10-05	7.3	2425	1564	244.00	0.00	701	197	575.0	24.9	79.30	3.20	409.00	67.40	-
5	37158014	10-05	7.2	5946	2752	190.00	0.00	424	1474	415.0	19.5	353.00	13.30	436.10	590.70	-
6	37158021	10-05	7.2	1339	692	334.00	0.00	221	94	140.0	24.7	54.00	3.20	201.00	36.00	-
7	37158023	10-05	7.3	040	409	299.00	0.00	94	70	45.0	25.3	34.00	2.50	124.30	23.00	-
8	37158044	11-05	7.0	704	400	215.00	0.00	100	61	91.0	23.0	19.40	4.00	154.70	22.40	-
9	37163014	10-05	7.3	4060	2013	237.00	0.00	922	1477	501.0	21.2	424.00	5.50	041.70	170.20	-
10	37163010	10-05	7.4	2010	452	232.00	0.00	104	440	34.0	13.3	250.00	20.40	130.70	30.20	-
11	39124002	3-05	7.9	752	302	221.00	0.00	110	39	2.0	15.0	30.00	4.00	06.00	21.00	0.05
12	39124020	3-05	7.8	1064	642	290.00	0.00	292	101	130.0	11.2	117.00	10.00	070.00	57.00	0.01
13	39124031	3-04	7.9	1000	440	482.00	0.00	97	75	33.0	-	44.40	4.40	142.00	22.40	-
14	39124033	3-05	0.2	1344	375	345.00	0.00	154	100	107.0	20.2	74.00	115.00	100.00	30.00	0.01
15	39124034	3-05	0.1	410	210	199.00	0.00	43	33	1.0	14.0	30.00	4.00	59.00	15.00	0.01
16	39124054	10-01	7.5	4060	019	201.00	0.00	225	1140	1.0	7.0	593.00	24.90	25.30	44.70	-
17	39120001	3-05	0.0	493	271	209.00	0.00	50	42	1.0	11.4	37.00	2.00	02.00	14.00	0.00
18	39120002	3-05	0.2	645	331	299.00	0.00	94	50	1.0	15.0	52.00	5.00	01.00	31.00	0.20
19	39120003	3-05	0.2	1399	300	304.00	0.00	40	234	7.0	15.5	144.00	0.00	09.40	30.00	0.01
20	39120010	3-05	0.5	442	321	372.00	30.00	51	25	1.0	14.4	23.00	2.00	102.00	14.00	0.01
21	39120020	3-05	0.3	1139	470	344.00	39.00	154	47	25.0	12.0	77.00	27.00	143.00	27.00	0.01
22	40125001	3-05	0.4	410	312	250.00	12.00	130	52	2.0	0.4	55.00	13.00	95.00	10.00	0.00
23	40125002	3-05	0.3	011	312	223.00	9.00	143	53	2.0	0.5	57.00	15.00	95.00	10.00	0.10
24	40125004	3-04	7.4	4490	1795	445.00	0.00	351	1915	17.0	-	045.00	23.46	200.00	191.00	-
25	40125009	3-05	0.5	4700	1070	756.00	54.00	377	012	400.0	19.4	434.00	159.00	255.00	104.00	0.12

TABLA 2

RELACIONES IONICAS

NUM	INDICE	HC03+CO3		CO3		K	SO4		SO4		Mg	Cl
		Ca	Ca*Mg	Mg	Mg*K		Ca	Ca*Mg	Ca	HC03		
1	37157021	0.325	0.459	2.191	1.931	0.040	0.222	0.150	0.017	0.403	0.440	
2	37157023	0.523	0.251	2.456	2.359	0.017	0.335	0.261	0.512	0.203	2.444	
3	37157044	0.530	0.430	1.450	1.401	0.024	0.170	0.300	0.744	0.220	0.540	
4	37158003	0.144	0.133	1.611	1.574	0.014	0.597	0.406	0.420	0.220	1.390	
5	37158014	0.149	0.059	3.079	3.012	0.002	0.597	0.230	0.290	1.500	14.549	
6	37158021	0.544	0.421	1.009	1.053	0.030	0.459	0.354	0.774	0.295	0.404	
7	37158023	0.774	0.500	1.454	1.395	0.027	0.314	0.240	0.020	0.314	0.459	
8	37158044	0.454	0.349	2.039	1.700	0.070	0.405	0.392	0.740	0.239	0.400	
9	37163014	0.092	0.049	2.259	2.242	0.003	0.457	0.343	0.412	0.333	10.724	
10	37163010	0.503	0.422	1.104	1.057	0.042	0.594	0.430	0.052	0.301	3.244	
11	39124002	0.044	0.402	0.043	0.702	0.091	0.934	0.301	0.002	0.403	0.304	
12	39124020	0.574	0.371	1.003	0.955	0.051	0.717	0.462	0.032	0.553	1.045	
13	39124031	1.115	0.005	0.755	0.726	0.052	0.205	0.226	1.111	0.240	0.740	
14	39124033	1.133	0.790	0.053	0.452	1.042	0.491	0.434	1.194	0.495	0.499	
15	39124034	1.004	0.745	0.713	0.642	0.137	0.444	0.314	1.079	0.419	0.291	
16	39124054	0.544	0.202	1.290	1.259	0.019	0.371	0.207	0.549	0.291	7.220	
17	39120001	1.134	0.050	0.736	0.713	0.042	0.254	0.192	1.050	0.322	0.255	
18	39120002	1.100	0.729	0.723	0.605	0.079	0.495	0.303	1.032	0.431	0.341	
19	39120003	1.417	0.332	1.043	1.029	0.030	0.225	0.132	0.964	0.704	1.050	
20	39120010	1.394	1.100	0.705	0.671	0.070	0.309	0.164	1.274	0.259	0.116	
21	39120020	1.023	0.760	0.544	0.440	0.345	0.449	0.343	1.123	0.259	0.315	
22	40125001	0.949	0.723	0.613	0.530	0.224	0.606	0.462	1.105	0.312	0.350	
23	40125002	0.634	0.434	0.603	0.532	0.220	0.420	0.479	1.114	0.312	0.409	
24	40125004	0.731	0.204	1.474	1.413	0.011	0.732	0.204	0.548	1.574	7.407	
25	40125009	1.115	0.467	0.031	0.724	0.177	0.617	0.349	1.036	0.472	1.049	

2.3.2.- Area del Bajo Ter

En el área del Ter la situación es, en principio, más sencilla que en el Maresme. El agua del acuífero presenta facies bicarbonatadas y sulfatadas cálcicas, de mineralización media (500-1.000 μ S/cm) y dureza alta (sobre 200 ppm CO_3Ca). Evolucionan localmente hacia facies más mineralizadas de tipo clorurado sódico o sulfatado cálcico que se hacen más frecuentes hacia la costa, donde se pueden superar los 10.000 μ S/cm y los 3.000 ppm de Cl^- . Los contenidos de NO_3^- sólo son elevados a nivel local.

Los análisis de la tabla 1 y los diagramas de Stiff de la figura 2 reflejan estas condiciones generales. En la misma figura también puede observarse como la isolínea de 1.000 μ S/cm sólo se rebasa hacia la costa, coincidiendo con la isolínea de 100 ppm de Cl^- . La piezometría rebasa la cota +1m en las proximidades de la costa. Para más detalles ver BATLLE et al., 1987.

3.- LOS PRINCIPALES AGENTES CONTAMINANTES Y SUS EFECTOS.

La situación que se presenta en las dos zonas hasta ahora descritas, permite observar la evolución del quimismo de las aguas subterráneas por la contaminación. Dos son los factores principales que intervienen: la intrusión marina producida por los bomberos y el lixiviado de los abonos de los campos de cultivo producido por los excedentes de riego.

La intrusión marina provoca en el agua dulce del acuífero efectos que son suficientemente conocidos. Se pueden resumir en un aumento de la salinidad debido principalmente al incremento de Cl^- , Na^+ y, en menos cuantía $\text{SO}_4^{=}$, K^+ , Mg^{++} y Ca^{++} , en proporción directa a su contenido en el agua de mar.

Los lixiviados de los abonos provocan también un aumento de la salinidad aunque en este caso las facies resultantes son más aleatorias, en función de las sales que componen los abonos utilizados. Si se prescinde de los compuestos fosfatados que no se contemplan en este trabajo, la mayor parte de los abonos están constituidos por cloruros, sulfatos y nitratos de amonio y potasio. Sus efectos en el agua son la elevación inmediata en el contenido de los aniones citados (Cl^- , $\text{SO}_4^{=}$ y NO_3^-), siendo el nitrato de anion más notable y el que se toma como referencia del grado de contaminación, debido a sus bajas concentraciones en las aguas naturales no contaminadas.

En cambio, los cationes utilizados (NH_4^+ y K^+) son enormemente móviles, puesto que son fácilmente absorbidos por la vegetación y el terreno. Además, el NH_4 es fácilmente oxidable a nitrato, de manera que, en ausencia de medios reductores, no suele presentar excesivos problemas. Más variables es el potasio, que

a menudo da concentraciones anómalas que pueden no tener relación directa con el grado de contaminación del agua. De todas formas, sus concentraciones anómalas ya suelen ser un sintoma claro de contaminación. La movilidad de estos iones se compensa con un aumento en la disolución de Ca^{++} y Mg^{++} , que explica el aumento de la dureza de las aguas contaminadas.

4.- PROBLEMAS QUE SE PLANTEAN

Resulta evidente que la contaminación por el abonado puede provocar efectos similares a la intrusión marina y que estos pueden confundirse si se realizan análisis incompletos e interpretaciones parciales del fenómeno contaminante.

Así, una red de control de la intrusión marina, que solo contemple la determinación o el tratamiento de los cloruros y de la conductividad, puede verse perfectamente interferida por la contaminación agrícola. Esta interferencia puede entenderse incluso a la variación de los sulfatos y de las durezas, utilizados también en el tratamiento de la intrusión.

La analogía de efectos puede dar lugar a interpretaciones completamente erróneas, especialmente en lo que al fenómeno intrusivo se refiere, siendo necesario diferenciar en lo posible los agentes vectores de la contaminación. En estas circunstancias, este es el principal problema que se plantea, y su solución puede verse dificultada por la presencia de otros factores contaminantes de tipo secundario.

En el Maresme, por ejemplo, pueden darse vertidos industriales no controlados que ayudan a complicar el espectro hidroquímico. También se dan importaciones locales de agua que acaban de complicar la situación (generalmente de zonas costeras con más recursos y más salinizadas hacia zonas altas con menos recursos y menos salinizadas).

En el área del Ter, un tercer vector que puede interferir con los dos considerados, es la presencia de salinidad relicta en el agua de los sedimentos finos semiconfinantes. Su drenaje también puede producir aumentos en la salinidad del agua ajenos a los dos vectores principales (FAYAS y DOMENECH, 1981).

5.- DISCUSION Y TRATAMIENTO DE LOS DATOS

La propia presentación de datos de las figuras 1 y 2, en la que se superponen los diagramas de Stiff con las isolíneas piezométricas, de conductividad, de cloruros y de nitratos, ya constituye de por sí un tratamiento convencional de los datos hidroquímicos. Se ha cumplimentado con las relaciones iónicas de la tabla 2 y el diagrama de Piper de la figura 3.

Diagrama de Piper - Hill - Langetier

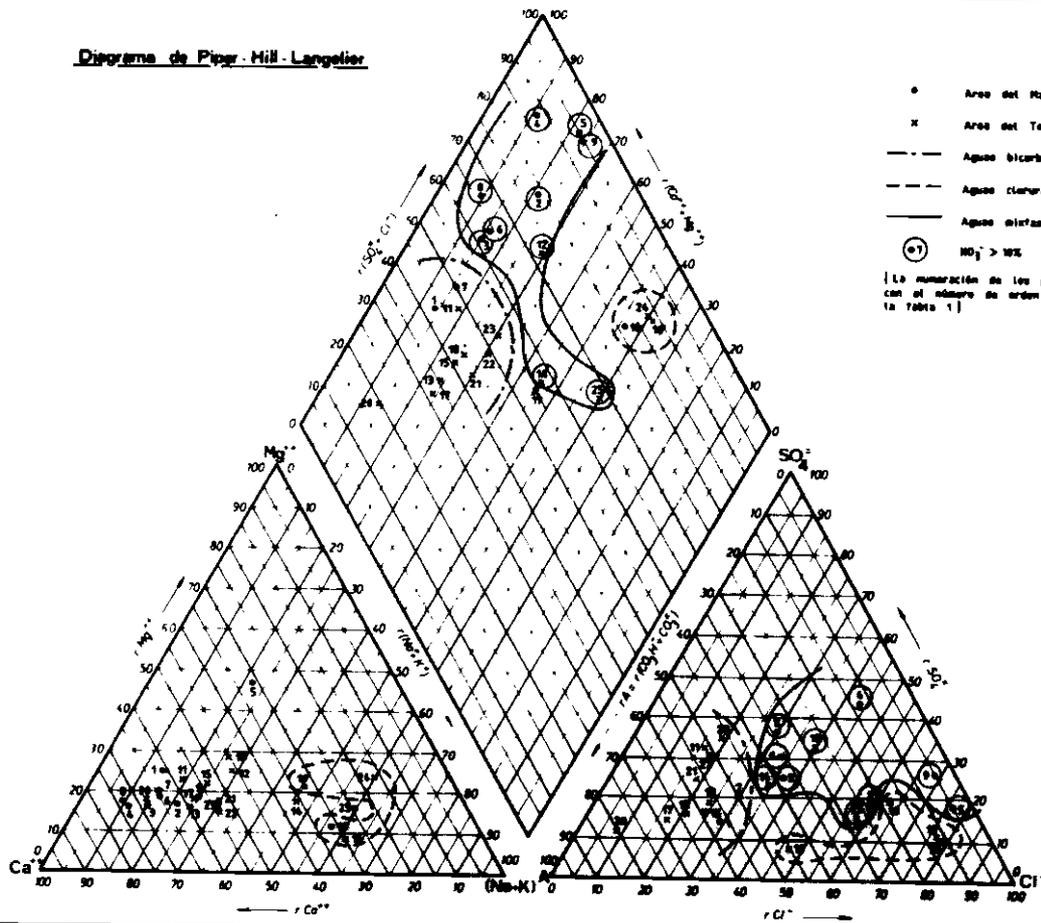


FIGURA -3-

Los diagramas de Stiff muestran las facies hidroquímicas presentes, generalmente alejadas de los bicarbonatadas cálcicas o cloruradas sódicas típicas. Facies intermedias de tipo clorurado o sulfatado cálcico o magnésico suelen ir asociadas a concentraciones notables de NO_3^- , reflejando en principio los efectos del abonado. Ello es especialmente notable en los puntos interiores de los acuíferos, situados a cotas piezométricas altas, en las que la intrusión resulta difícil o prácticamente imposible (valles interiores del Maresme o el entorno de la población de Albons en el Empordá).

Hacia la costa y en las áreas más deprimidas, los efectos de la intrusión se hacen patentes por la fuerte elevación de la salinidad, pero siguen persistiendo facies hidroquímicas que se alejan de los modelos intrusivos convencionales, reflejando otras afecciones que las simplemente intrusivas.

El diagrama de Piper de la figura 3 permite diferenciar estas facies con relativa claridad: Un primer grupo contiene las aguas originales menos contaminadas, de tipo bicarbonatado cálcico aunque con una cierta tendencia a la salinización. En oposición a ellas se sitúan las aguas afectadas por la intrusión de forma clara (n^{OS} 10, 16 y 24). Entre ambos grupos se disponen las aguas afectadas por el abonado o por otras causas (contienen más de un 10% de NO_3^-), dando un espectro más disperso. Las facies fuertemente cloruradas y sulfatadas cálcicas y magnésicas del Maresme tienden hacia el vértice superior del diagrama (n^{OS} 4, 5, y 9), mientras que sus equivalentes del Empordá se sitúan hacia posiciones más cloruradas sódicas (n^{OS} 14 y 25). Se ignora si ello es debido a la utilización de diferentes tipos de abonos, a la posible interferencia de la salinidad de los sedimentos que constituyen el acuífero o a otras causas.

La influencia de la salinidad de los sedimentos resulta muy claro en el pozo n° 19 (corresponde a una mancomunidad de municipios del Baix Empordá) y su caso ya está citado en FAYAS y DOMENECH, 1981. Es destacable su situación en el diagrama.

Los dos últimos fenómenos comentados pueden ser los responsables en el Baix Ter del aumento de la salinidad en una franja costera con cotas piezométricas relativamente elevadas. Las isoclinas de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y de 100 ppm Cl^- rebasan claramente la isopieza de +1m, resultando difícil que ello sea provocado por la intrusión.

La variabilidad y dispersión de las facies y de las concentraciones, se refleja también en las relaciones iónicas. A través de ellas resulta francamente difícil establecer algún tipo de correspondencia o interpretación que permita mejorar la diferenciación hasta ahora realizada.

Tampoco es posible, por estas mismas razones, recurrir a un tratamiento estadístico de los datos, por lo menos, aplicarlo de forma correcta. Cualquier estadístico que se intente

utilizar resulta enormemente afectado y distorsionado por la heterogeneidad de la población (se originan poblaciones distintas dentro de una misma área geográfica) y por la magnitud de los valores anómalos, obteniéndose resultados de difícil interpretación o de validez dudosa.

Para avanzar en este sentido sería preciso recurrir a modelos mucho más simples, con una menor interferencia de vectores contaminantes y, sobretodo, que no presentaran la dispersión de valores aquí observados. Solo así se podría obtener un conocimiento y una metodología de estudio de los fenómenos de contaminación que permitiera abordar el estudio de áreas más complejas, como las ahora consideradas.

6.- CONCLUSIONES

- A la luz de los estudios hidroquímicos realizados en los acuíferos costeros del Empordá y del Maresme, resulta evidente que en los mismos se produce una fuerte interferencia entre la intrusión marina y otros agentes contaminantes, destacando el abonado de los campos de cultivo.

- Los lixiviados del abonado provocan, en las aguas subterráneas de los acuíferos infrayacentes, una rápida elevación de la salinidad, que se refleja especialmente en aumentos de las concentraciones de Cl^- , $\text{SO}_4^{=}$ y NO_3^- , contrarrestada por una mayor disolución de Ca^{++4} y Mg^{++} que aumena la dureza del agua (no se contemplan en este trabajo los compuestos orgánicos y fosfatados).

- Los cationes aportados por los abonos (NH_4^+ y K^+) son retenidos fácilmente por la vegetación y el terreno, u oxidados a nitratos en el caso del amoniaco. En general, solo el potasio suele dar lugar a anomalías notables y relativamente aleatorias, casi siempre indicadores de contaminación.

- Entre otros efectos que pueden provocar los abonos, la elevación de la conductividad, dureza y de los contenidos en Cl^- , $\text{SO}_4^{=}$ y K^+ pueden confundirse con efectos análogos debidos a la intrusión marina. Su consideración parcial puede conducir a interpretaciones erróneas del fenómeno intrusivo, especialmente en lo referente a las redes de control de la intrusión en las que solo se determinan la conductividad y el contenido en Cl^- .

- Efectos similares pueden ser debidos a otros agentes contaminantes, como en el caso de la salinidad relicta de los sedimentos finos del delta del Ter.

- La presencia de facies hidroquímicas relativamente aberrantes y la presencia de NO_3^- y K^+ en concentraciones elevadas suele

ser síntoma de afección por el abonado. En estos casos debe tenerse en cuenta el efecto salinizador de los abonos en la interpretación hidroquímica general.

- Cuando el grado de afección e interferencia entre varios agentes contaminantes es elevado, se produce una fuerte dispersión de las facies hidroquímicas y de las concentraciones iónicas presentes. En estas circunstancias puede resultar muy difícil diferenciar los vectores contaminantes incidentes, su magnitud y sus efectos. Cualquier interpretación de un fenómeno que pueda estar afectado por ellos, debe realizarse con enorme cautela.

- En estos casos, la realización de un tratamiento hidroquímico convencional, (uso de mapas de isocontenidos iónicos superpuestos a mapas de isopiezas, junto con diagramas de Stiff y de Piper), puede dar resultados aceptables, tal como se refleja en el presente trabajo.

- Puede en cambio resultar enormemente complicado adentrarse en estudios estadísticos más sofisticados que, de entrada, se ven dificultados por la propia complejidad de las poblaciones a tratar.

BIBLIOGRAFIA

ALONSO, A. y MEDIAVILLA, C. (1981): "Estudio sobre la contaminación agrícola y marina del acuífero costero entre Masnou y Premià". Actas de las Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas en España. T.I, p. 131-136. Barcelona.

BATLLE, A., COROMINAS, J. y LOPEZ GETA, J.A. (1987): "Las aguas subterráneas en la comarca barcelonesa del Maresme. Evolución y estado actual". Bol. Geol. y Min. T. XCVIII-III, p. 376-391. Madrid.

BATLLE, A., COROMINAS, J. y LOPEZ GETA, J.A. (1987): "Situación de la intrusión salina en los acuíferos del Empordá (Gerona)". Actas del IV Simposio de Hidrogeología, T. XII, p. 185-196. Palma de Mallorca.

CASTILLO, J.M. y RUIZ, J.C. (1983): "Evolución del acuífero del Maresme entre Premià y Vilasar". XVII C.I.H.S. Trabajo de curso. Barcelona.

COROMINAS, J. y CUSTODIO, E. (1981): "Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme (Barcelona)". Actas de las Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas en España. T.I, p. 537-552. Barcelona.

CUSTODIO, E. (1982): "Nitrate build-up in Catalonia coastal aquifers". International Symposium AIH: Impact of Agricultural Activities on Groundwater, p. 171-181. Praga.

DOMENENC, J. y BATISTA, E. (1983): "La influencia del medio ambiente hidrogeológico en la explotación de los acuíferos deltaicos y litorales. Caso "Bajo Ter". Actas del III Simposio de Hidrogeología, T. VIII, p. 535-545. Madrid.

FAYAS, J.A. y DOMENECH, J. (1981): "Problemática de la explotación de las formaciones cuaternarias litorales. Bajo Ter". Bol. de Inform. y Estudios del S.G.O.P., nº 42. Madrid.

IGME (1985): "Proyecto metodológico para el estudio del origen de la salinidad de los acuíferos del Baix Empordá (Gerona)". Informe técnico no editado. Madrid.

IGME (1986): "Estudio hidrogeológico del Maresme, Barcelona (Subsistema 71(5))". Informe técnico no editado. Madrid.

IGME (1987): "Control de los cinco sondeos de reconocimiento realizados en el subsistema 71/5, el Maresme (Barcelona)". Informe técnico no editado. Madrid.

IGME (1987): "Estudio hidrogeológico de los acuíferos de l'Empordá (Gerona). Subsistemas 71.1, Baix Fluvià, Muga y 71.2, Baix Ter". Colección Informe. Madrid.

MOPU (1985): "Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. E.E.2.- Estudio complementario sobre aguas subterráneas. Area del Maresme". T.11, Informe técnico no editado.

MOPU (1985): "Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. E.E.2.- Estudio complementario sobre aguas subterráneas. Area del Bajo Ter". T.5, Informe técnico no editado.