

CALIDAD Y CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS: LOS SISTEMAS ACUÍFEROS DEL CAMPO DE DALÍAS Y CUENCA DEL ANDARAX

JOSÉ LUIS MARTÍNEZ VIDAL

Universidad de Almería

INTRODUCCIÓN

Es conocido que el despegue económico de la provincia de Almería se ha llevado a cabo, en buena medida, como consecuencia de la actividad agrícola de la franja de territorio situada en la zona litoral. En 1961, el Instituto Nacional de Colonización introdujo en la zona los cultivos enarenados, que posteriormente han evolucionado hacia cultivos bajo plástico, favorecidos por las condiciones climatológicas, con un alto número de horas de sol y precipitaciones escasas.

La provincia de Almería, que ocupaba en 1960 los últimos lugares en la Renta Per Cápita, ha pasado a posiciones intermedias, situándose la segunda de Andalucía. La producción en hortalizas representa el 39% de la andaluza y el 14% del conjunto del Estado, acercándose a los 93.000 millones de pesetas en el año 1993.

La zona litoral de esta Provincia tiene una clara vocación agrícola y turística. No existen industrias que demanden una cantidad apreciable de agua. De este modo, el desarrollo social y el crecimiento habido, basado en prácticas agrícolas avanzadas y en el turismo, descansa en un recurso natural que se torna escaso: el agua.

El cambio experimentado en estos 30 años, desde una agricultura tradicional a otra de carácter avanzado ha hecho que se desarrolle en la zona una nueva forma de relación del hombre con el medio ambiente y con los recursos naturales, que ha originado cambios cuantitativos (multiplicando la superficie cultivada, incrementando el volumen de agua extraída de los sistemas acuíferos...) y cualitativos (nuevas técnicas de cultivo, nuevos "inputs" para la producción agrícola como fertilizantes y pesticidas). Todos estos cambios han sometido al agua de los sistemas acuíferos a una especie de estrés, que ha determinado su contaminación como resultado en buena medida de la relación cantidad/calidad.

Cinco son las zonas que cabe considerar en cuanto a aguas subterráneas en el litoral almeriense: Cuenca de Adra, Campo de Dalías, Cuenca del Andarax, Campo de Níjar y Cuenca del Almanzora. Cada una presenta unas características y singularidades propias, y, en casos, bastante complejidad. En lo que sigue voy a trazar algunos rasgos definitorios de la calidad de estas aguas subterráneas, basándome en estudios llevados a cabo por nuestro Grupo de Inves-

tigación* de manera sistemática desde 1985, lo que nos permite disponer hoy de miles de datos analíticos, químico-físicos e hidrogeológicos.

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS (C.A.S.)

De manera general entendemos por C.A.S. la alteración de la calidad natural de las mismas debido a la acción humana. La contaminación de las AS se evidencia cuando afecta a los usos del agua, siendo difícil realizar un diagnóstico precoz del proceso.

La definición realizada obliga a comparar las características químico-físicas del AS con determinados estándares de calidad a fin de conocer el grado de contaminación de dicha AS. Estos estándares se establecen en función del uso que se le vaya a dar al agua. Las normas más exigentes son las relativas al uso del agua para abastecimiento urbano.

El criterio fundamental para establecer este estándar o patrón de comparación, es el efecto de diversas sustancias u organismos sobre la salud humana.

No todas las características ni parámetros del estándar tienen el mismo peso ni incidencia sobre la salud humana. El gusto suele rechazar aguas excesivamente mineralizadas (expresada la mineralización como conductividad $\mu\text{S/m}$), o con alto contenido en sulfatos o cloruros.

Tabla 1. Relación de parámetros de calidad

A. Parámetros organolépticos

	Parámetros	Expresión de los resultados	Nivel guía	Concentración máxima admisible
1	Color	mg/l escala Pt/o	1	20
2	Turbidez	mg/Si O ² unidades Jachson	1 0,4	10 4
3	Olor	índice de dilución	0	2 a 12 °C 3 a 25 °C
4	Sabor	índice de dilución	0	2 a 12 °C 3 a 25 °C

*En dicho Grupo participa: A. Pulido, F. Navarrete, L. Molina, F. Sánchez, D. Cervantes, P. Aguilera, A. Garrido y F. Egea.

B. Parámetros físico-químicos (en relación con la estructura natural de las aguas)

	Parámetros	Expresión de los resultados	Nivel guía	Concentración máxima admisible
5	Temperatura	°C	12	25
6	Concentración en ion hidrógeno	unidad pH		6,5-pH 8,5
7	Conductividad	S cm ⁻¹ a 20 °C	400	
8	Cloruro	mg/l Cl	25	
9	Sulfatos	mg/l SO ₄	25	250
10	Sílice	mg/l SiO ₂		
11	Calcio	mg/l Ca	100	
12	Magnesio	mg/l Mg	30	50
13	Sodio	mg/l Na	20	175
14	Potasio	mg/l K	10	12
15	Aluminio	mg/l Al	0,05	0.2
16	Dureza total			
17	Residuo seco	mg/l después del secado a 180 °C		1500
18	Oxígeno disuelto		% O ₂ de saturación	
19	Anhídrido Carbónico libre		mg/l CO ₂	

C. Parámetros relativos a sustancias no deseables (cantidades excesivas)

	Parámetros	Expresión de los resultados	Nivel guía	Concentración máxima admisible
20	Nitratos	mg/l NO ₃	25	50
21	Nitritos	mg/l NO ₂		0,1
22	Amonio	mg/l NH ₄	0,95	0,5
23	Nitrógeno Kjeldahl (N de NO ₂ y NO ₃ excluidos)	mg/l		1
24	Oxidabilidad	mg/l O ₂	2	5
25	Carbono orgánico total (TOC)	mg/l C		
26	Hidrógeno Saturado	µg/l S		no detectable desde el punto de vista organoléptico
27	Substancias extraíbles al cloroformo	residuo seco mg/l	0,1	

	Parámetros	Expresión de los resultados	Nivel guía	Concentración máxima admisible
28	Hidrocarburos disueltos o emulsionados (después de extracción por éter); aceites minerales	µg/l		1
29	Fenoles (índice de fenoles)	µg/l C ₆ H ₅ OH		0,5
30	Boro	µg/l B	1000	
31	Agentes tensioactivos que reaccionan con el azul de metileno)	µg/l (lauril sulfato)		200
32	Otros Compuestos organoclorados no incluidos en el parámetro nº 55	µg/l	1	
33	Hierro	µg/l Fe	50	200
34	Manganeso	µg/l Mn	20	50
35	Cobre	µg/l Cu	100	
36	Zinc	µg/l Zn	100	
37	Fósforo	µg/l P ₂ O ₅		
38	Flúor	µg/l F 8-12 °C 25-30 °C		1500 700
39	Cobalto	µg/l co		
40	Materias en suspensión		Ausencia	
41	Cloro residual	µg/l Cl		
41	Bario	µg/l Ba	100	
43	Plata	µg/l Ag		10

D. Parámetros relativos a las sustancias tóxicas

	Parámetros	Expresión de los resultados	Nivel guía	Concentración máxima admisible
44	Arsénico	µg/l As		50
45	Berilio	µg/l Be		

	Parámetros	Expresión de los resultados	Nivel guía	Concentración máxima admisible
46	Cadmio	µg/l Cd		5
47	Cianuros	µg/l Cn		50
48	Cromo	µg/l Cr		50
49	Mercurio	µg/l Hg		1
50	Níquel	µg/l Ni		50
51	Plomo	µg/l Pb		50
				(en agua corriente)
52	Antimonio	µg/l Sb		10
53	Selenio	µg/l Se		10
54	Vanadio	µg/l V		
55	Plaguicidas y productos similares: por sustancia individualizada	µg/l		0,1
	en total			0,5
56	Hidrocarburos policíclicos aromáticos	µg/l		0,2

E. Parámetros microbiológicos

	Parámetros	Resultados volumen de la muestra (en ml)	Nivel guía	Concentración máxima admisible	
				Método de membranas filtrantes	Método de los tubos múltiples (NPP)
57	Coliformes totales	100	-	0	NMP1
58	Coliformes fecales	100	-	0	NMP1
59	Estreptococos fecales	100	-	0	NMP1
60	Clostridium sulfitorreductores	20	-	-	NMP1
61	Recuento de los gérmenes totales en las aguas destinadas al consumo	37 °C	1	10	-
		22 °C	1	100	-
62	Recuento de los gérmenes totales para las aguas acondicionadas	37 °C	1	5	20
		22 °C	1	20	100

En todo caso no se debe confundir calidad natural de un agua con el estándar reunido en la tabla 1, depende del fin que se le dé al agua, así un agua con alto contenido en nitrito es desaconsejable para bebida, pero adecuada para riego.

Las aguas subterráneas se encuentran mejor protegidas frente a la contaminación que las superficiales, pero también es cierto que una vez contaminado un acuífero es más difícil de descontaminar.

ECOCINÉTICA DE CONTAMINANTES EN AGUAS

Es preciso considerar de manera diferenciada los contaminantes orgánicos e inorgánicos en aguas, así como también la contaminación bacteriológica. Otros tipos de contaminantes pueden llegar al medio acuático a través de fuentes puntuales, como pueden ser la debida a un vertido fortuito u ocasional, y fuentes permanentes. Unas y otras tienen un impacto diferente en el medio acuático.

En la tabla 2 se relacionan las principales fuentes de contaminación de aguas.

Tabla 2. Principales fuentes potenciales de contaminación

- Actividades agrícolas (empleo intensivo de abonos, fertilizantes, pesticidas...).
- Aglomeraciones ganaderas y concentraciones de residuos de su actividad.
- Vertederos de residuos sólidos urbanos.
- Vertederos de residuos industriales.
- Los residuos líquidos urbanos.
- Los ríos previamente contaminados por residuos urbanos e industriales.
- Humos y polvos industriales arrastrados por las precipitaciones.
- Actividades mineras.
- Accidentes en el transporte de sustancias nocivas (pipe lines, camiones, etc).
- Vertidos en el subsuelo.
- Escapes de productos industriales almacenados (pesticidas, depósitos de combustibles, etc).
- Mala gestión de acuíferos costeros (intrusión marina).
- Cementerios de desechos radiactivos.

En el caso de contaminación debida a productos sintéticos, ésta puede producirse a lo largo de todo el proceso desde la fabricación, transporte, uso y eliminación de los mismos.

Cabe resaltar que son el conjunto de procesos de vertidos de contaminantes al medio y su transporte en éste, junto con los de acumulación y degradación, los que establecen fundamentalmente el carácter tóxico de una sustancia química en el medio hídrico -figura 1-. Estos factores de accesibilidad, transporte y acumulación están fuertemente afectados por variables de carácter químico-físico del contaminante y del medio hídrico, así como las de carácter climatológico. Así, aspectos tales como naturaleza de la especie química del contaminante, su solubilidad en agua (y los factores que afectan a ésta) y procesos de sorción y bioacumulación en los que participa, junto a las variables climatológicas, pueden ocasionar cambios notables respecto a la consideración de un sustancia química como contaminante.

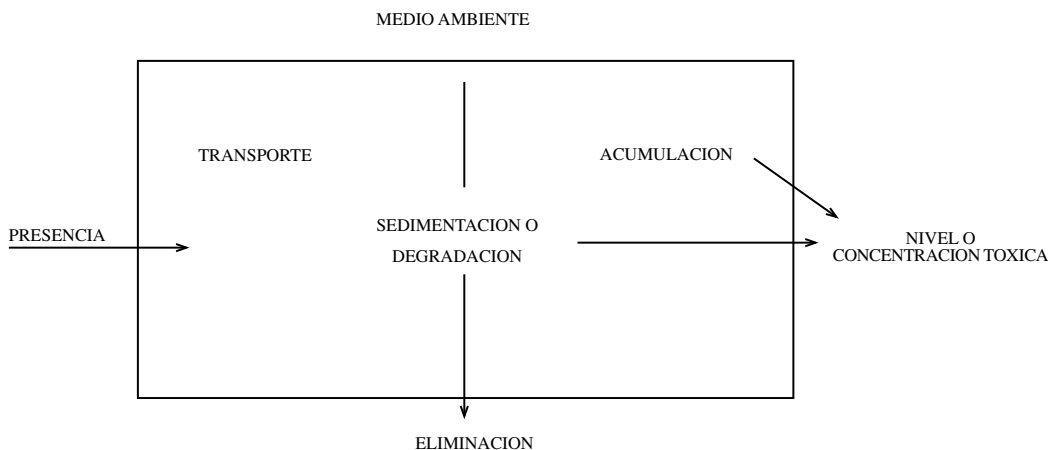


Figura 1. Representación de la Ecocinética Ambiental

El hecho de que el tema de la contaminación de las aguas subterráneas sea necesariamente una cuestión de expertos, alejado de la opinión pública, añade una dificultad adicional a su solución.

CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA CUENCA DEL ANDARAX Y EN EL CAMPO DE DALÍAS

Los procesos de contaminación que afectan a esta zona son un ejemplo de lo que ocurre en otros lugares del litoral mediterráneo, agravados por las escasas precipitaciones (menos de 200 L/año) que tienen lugar; lo que hace que la provincia de Almería, y especialmente el Campo de Dalías, pueda considerarse un laboratorio en el que pueden estudiarse muchos de los problemas de contaminación de aguas subterráneas.

En lo que sigue voy a intentar ejemplificar los procesos de contaminación de aguas subterráneas en el litoral almeriense más que describir pormenorizadamente los mismos.

1. Salinización de Aguas e Intrusión Marina

A. Sistema Níjar-Carboneras

El sistema cuenta con varios subsistemas y unidades más pequeñas (Agua Amarga, San José, San Pedro...), no cuenta en la actualidad con un estudio profundo. Sin embargo, puede

decirse que en el período 81-88 se produce un déficit hídrico entre 1 y 4 Hm³/año. En la actualidad el déficit es superior. Las aguas son en general duras, con conductividades entre 1.000 y 4.000 micro S/cm y facies clorurado-sódica, mediocres para consumo humano y en casos no potables. Como aguas de riego son malas por su alto peligro de salinización del suelo y alto contenido en boro (algunas ppm). Presentan indicios de contaminación orgánica por vertidos urbanos y concentraciones en nitrato de unas 30 ppm. Estos datos no obstante se refieren a una publicación de 1989 y es evidente la necesidad de un estudio que actualice la información existente y profundice en la misma.

B. Cuenca del Bajo Andarax

En el Bajo Andarax se distinguen tres unidades acuíferas de características bien diferenciadas. El acuífero carbonatado, integrado por las calizas y dolomías del manto de Gádor, ocupa el extremo oriental de la sierra del mismo nombre. El acuífero profundo constituido también por materiales carbonatados, si bien sus aguas se diferencian sensiblemente de las aguas de la unidad anterior por su contenido salino y la profundidad del nivel piezométrico. El acuífero detrítico se extiende a lo largo de la parte central del valle.

Las abundantes extracciones, iniciadas en los años sesenta para uso agrícola y abastecimiento urbano, trajeron consigo la aparición de numerosos problemas, entre los cuales cabe destacar la salinización de las aguas y de los suelos, lo que obligó al abandono de numerosas captaciones y, sobre todo, a la pérdida de varios miles de hectáreas de cultivos de cítricos.

La extensión y variedad de la agricultura se ve muy limitada, dada la escasa disponibilidad y mala calidad del agua de riego junto a la accidentabilidad del terreno. Actualmente la zona sufre una fuerte rescisión motivada por la estructura de producción del sector, las escasas disponibilidades y mala calidad del agua de riego, con elevada salinidad y altos contenidos en boro.

Acuífero Carbonatado

La calidad de las aguas del acuífero es la más aceptable del área, utilizándose para abastecimiento urbano y riego. Su mineralización es baja, los valores de residuo seco oscilan entre 1-1.5 g/l. Su facies es mixta, con un equilibrio entre la bicarbonatada-sulfatada y predominio de la magnésica sobre la cálcica, con peligro de salinización alto (puesto que su conductividad supera los 750 micro S/cm) y de alcalinización bajo. El problema más significativo aparece como consecuencia del incremento de las explotaciones en los años 70-80, lo que produce un descenso de niveles, reflejo de la intensa explotación del sistema, lo que obligó al abandono de numerosas explotaciones. Desde el punto de vista hidroquímico, cabe destacar los elevados contenidos en sulfato que se alcanzan en algunos puntos. Concentraciones que oscilan en un amplio rango (140 mg/l-940 mg/l), con valores medios de 430 mg/l y una desviación típica de 275,9 debido a depósitos de sulfuros existentes.

Ha de señalarse el comportamiento del punto 5 (figura 2), situado en la rambla de Belén, al norte de la ciudad de Almería. De los puntos muestreados en el acuífero carbonatado, es el más cercano a la costa separado algo más de 1 Km. Durante el período 1989-1992 experimenta un incremento de los valores de conductividad (+500 micro S/cm) y del contenido en cloruro (+200 mg/l). Este incremento coincide con el inicio de la explotación de sondeos en este

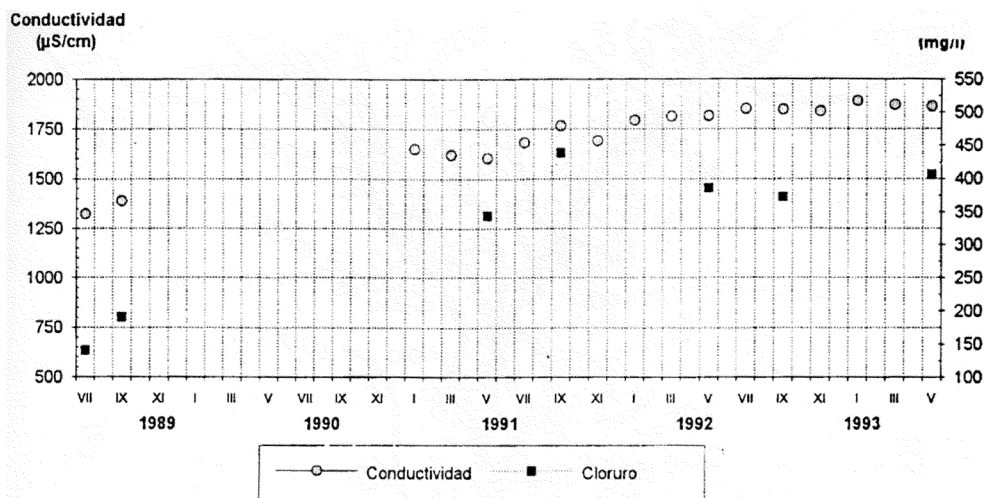


Figura 2. Evolución de Conductividad y Cloruro en el Punto nº 5 del acuífero Carbonatado

sector, relacionados con la construcción de los diques de retención de avenidas en la rambla de Belén y para abastecimiento a la ciudad de Almería. Estos incrementos junto a la evolución que muestran algunas relaciones iónicas: rMg^{2+}/rCa^{2+} que pasa de 0,39 a 1,47, $rCl/rHCO_3^-$ pasa de 0,52 a 3,70 y rSO_4^{2-}/rCl^- que desciende desde 1,3 a 0,45; inducen a pensar en una acentuación de la influencia marina sobre la calidad de las aguas de este sector del acuífero carbonatado.

Acuífero Detrítico

Este acuífero es el más extenso del área. La mayor parte de la actividad agrícola y urbana está asentada sobre él, lo que hace que los procesos de contaminación afecten a sus aguas en mayor medida. La superficie piezométrica del acuífero detrítico, oscila entre 180 m.s.n.m. en el área de Santa Fe y cotas ligeramente negativas en el delta, con fluctuaciones bastante significativas en función de la pluviometría del año hidrológico y de la alimentación con las aguas superficiales del río Andarax.

La composición química de las aguas del acuífero detrítico es muy diversa, con una amplia gama de facies. Presentan una gradación entre las aguas sulfatadas cálcicas y/o magnésicas, cloro-sulfatadas-sódico-magnésicas y cloruradas sódicas. Las primeras corresponden al sector Gádor-Santa Fe, donde su conductividad es inferior a 2.000 microS/cm. Los otros dos grupos aparecen mayoritariamente en el entorno de Rioja-Rambla de Tabernas, con conductividades superiores a 4.000 microS/cm, y en el sector del delta, cuyas aguas superan los 8.000 microS/cm. En la figura 3 puede observarse la evolución en el contenido de cloruro.

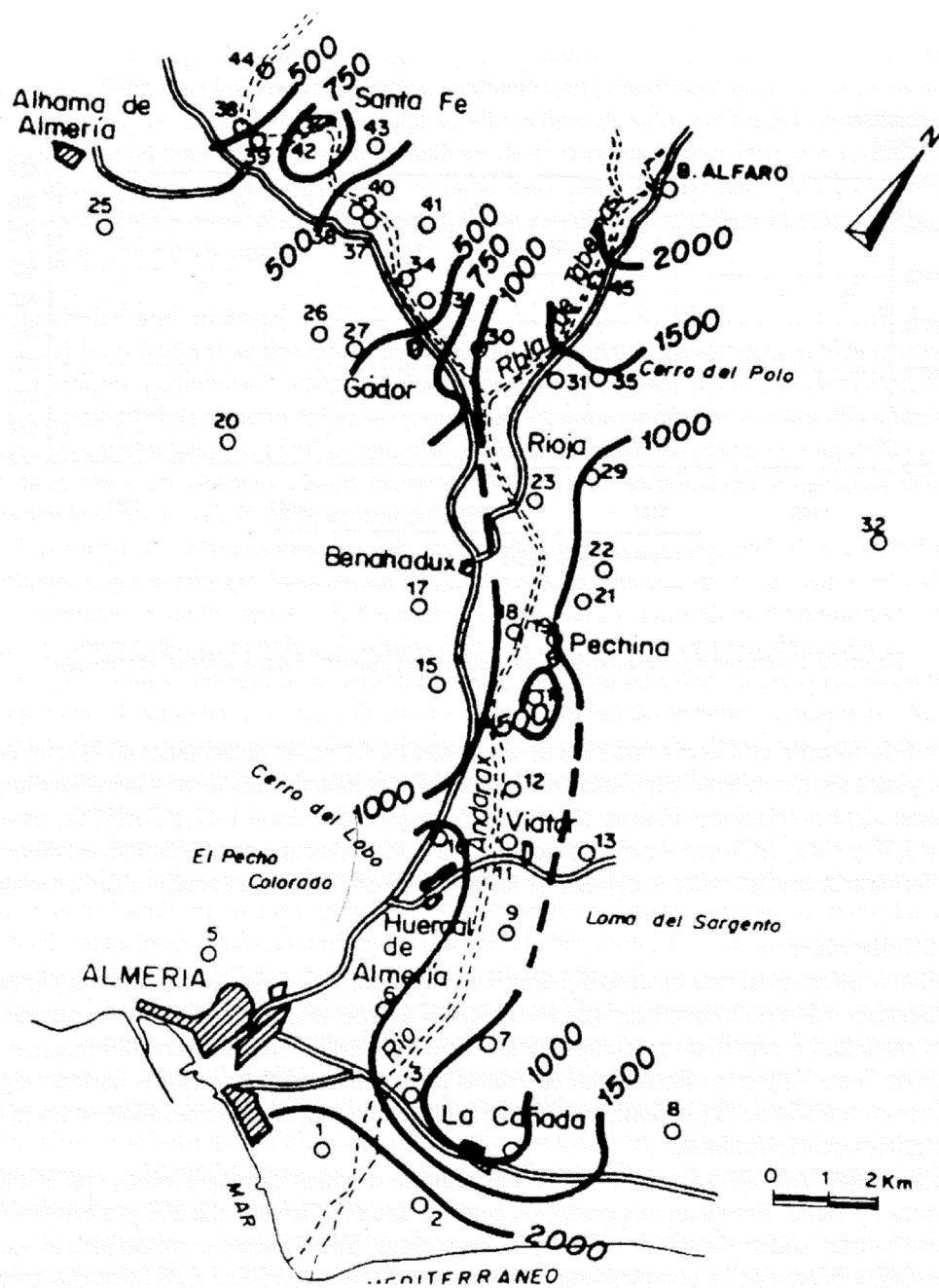


Figura 3. Evolución de Cloruro en el acuífero Detrítico. Septiembre 1991

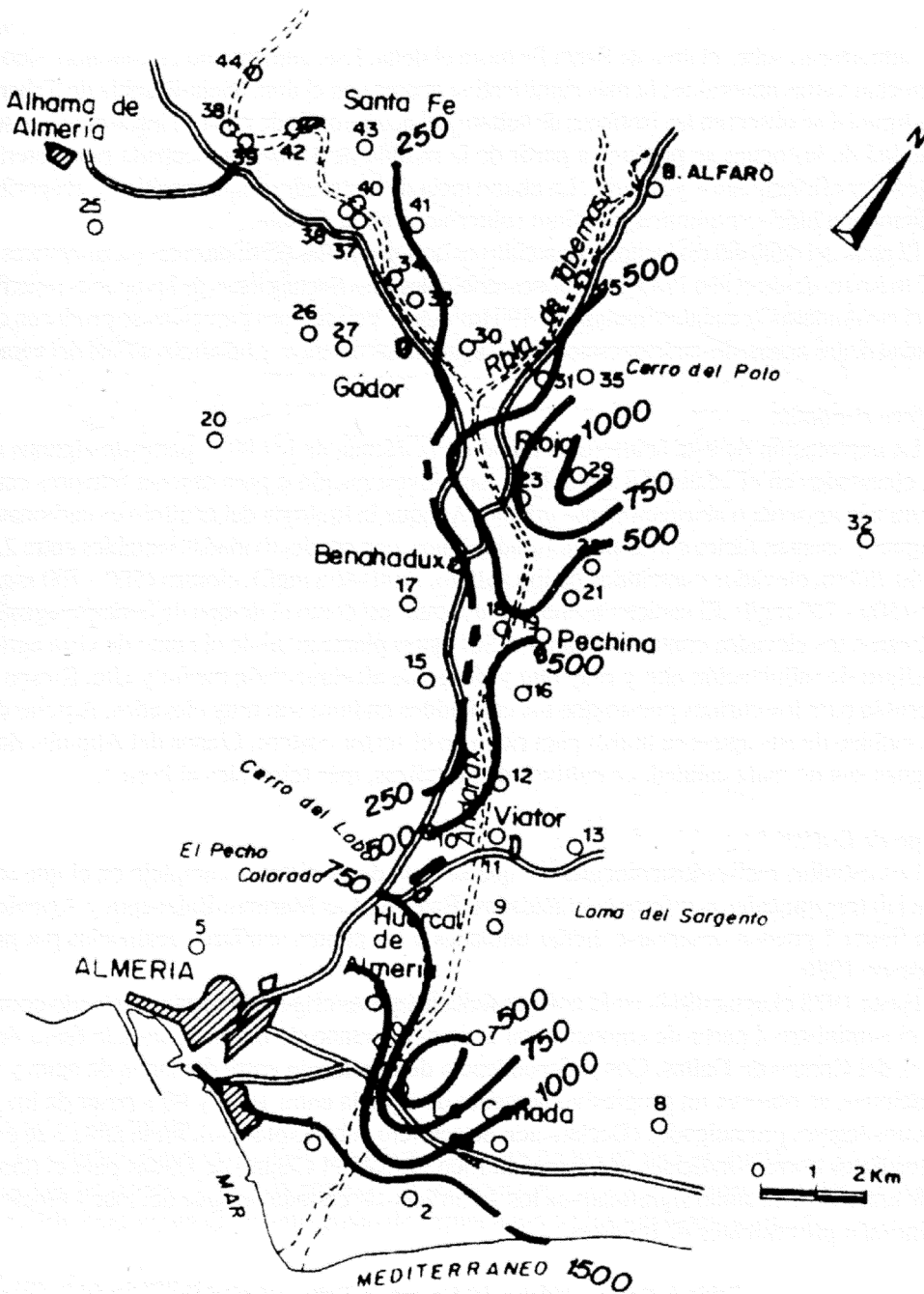


Figura 4. Evolución de Sulfato en el acuífero Detrítico. Septiembre 1991

Las aguas subterráneas experimentan un aumento en el contenido salino en la dirección del flujo subterráneo sobre el área de Santa Fe hasta el delta. Este aumento no es continuo, sino que se detectan varias anomalías; la más significativa aparece en el área Rioja-Rambla de Tabernas. En la figura 4 se observan las isolíneas de sulfato del acuífero. Es de notar la influencia que sobre la calidad de las aguas se produce a partir de la rambla de Tabernas, ocupada por materiales margosos y afloramientos yesíferos. La abundancia de materiales impermeables y evaporíticos condiciona la hidrogeoquímica y el flujo subterráneo en la rambla.

El agua del delta del río, ocupado por cultivos hortofrutícolas presenta cotas piezométricas de -1 a -2 m.s.n.m. desde el año 1985, variaciones atribuibles a las fluctuaciones de los aportes superficiales del río Andarax (caudales medios 15-19 Hm³/año). Variaciones parecidas se producen en la salinidad de las aguas, de carácter estacional, con mínimos en mayo y máximos a final del verano.

Acuífero Profundo

La explotación de este acuífero se inició en la década de los 80, a partir de algunos sondeos ejecutados en el centro del valle, bien para investigación o para obtener mayores caudales para uso agrícola o abastecimiento urbano. Aunque la litología del acuífero es carbonatada, sus aguas presentan facies sulfatada-clorurada sódica, con conductividades variables entre 2.500 - 4.500 μ S/cm, elevados contenidos de ion sulfato, (700 -800 mg/l), cloruro (500 - 700 mg/l) y sodio (500 - 700 mg/l). El carácter termal de sus aguas así como el tiempo de contacto agua/roca justifican estos elevados contenidos salinos. Sus aguas plantean desde el punto de vista agrícola un peligro de salinización alto y muy alto y riesgo de alcalinización medio y alto. Riesgo que se acentúa para los cítricos puesto que los contenidos en boro son muy elevados. A pesar de la mala calidad de sus aguas se utiliza para riego en el sector costero, Llanos del Alquíán, donde las aguas son de mala calidad, en cultivos de hortalizas, más tolerables al boro.

Campo de Dalías

Los estudios realizados coinciden en que se trata de un sistema complejo en el que se diferencian tres unidades acuíferas comunicadas: Balerna-Las Marinas, Balanegra y Aguadulce. En la figura 5 pueden observarse dichas unidades y los puntos acuíferos analizados por nosotros desde 1986.

Hasta 1988 el agua usada en la zona es únicamente de origen subterráneo, siendo completado el suministro a partir de entonces con agua del pantano de Benínar, situado fuera de los límites del Campo de Dalías. Con independencia de la relación entre demanda de agua y precipitaciones, se observa un progresivo aumento de aquella entre 1980 y 90 a pesar de los mecanismos legales promulgados (Declaración de acuífero sobreexplotado). En la tabla 3 se exponen los datos correspondientes al balance hídrico global del Campo de Dalías para el año 89/90; de entre ellos resultan significativos los 4 Hm³/año de entrada de agua del mar y empleo de 22 Hm³/año provenientes de reservas.

Tabla 3. Balance hídrico del Campo de Dalías (Hm³/año)

Recursos renovables + Entrada mar + Reservas = Bombeo neto + descarga mar
71 4 22 88 9

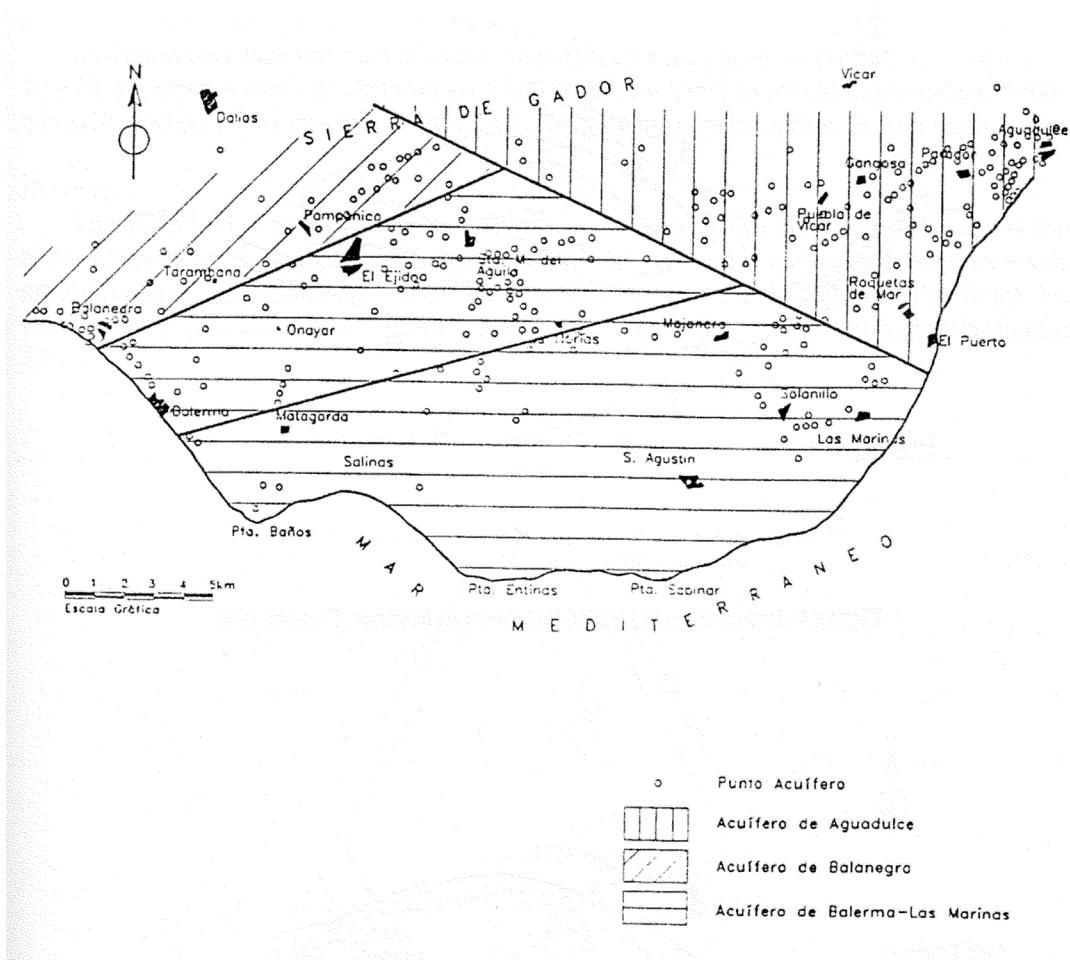


Figura 5. Unidades hidrológicas del Campo de Dalías

Calidad de las aguas

El déficit hídrico constatado ocasiona descensos en los niveles piezométricos y afecta a la calidad de las aguas a través de procesos de salinización y de intrusión marina, si bien la influencia es diferente según el distinto grado de explotación de las unidades acuíferas.

Balerma-Las Marinas

La unidad presentaba en el año 1981 niveles piezométricos por debajo del nivel del mar, con un conoide en el área de Onáyar; actualmente se observa una tendencia generalizada a la subida de los niveles piezométricos, debido a la disminución de las extracciones en esta unidad

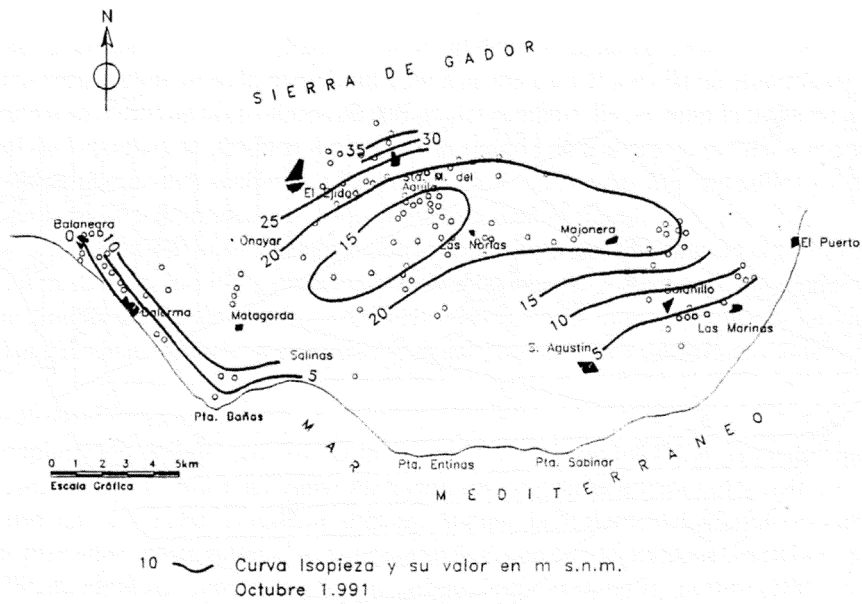


Figura 6. Isopiezas en la Unidad Balerna-Las Marinas. Octubre 1991

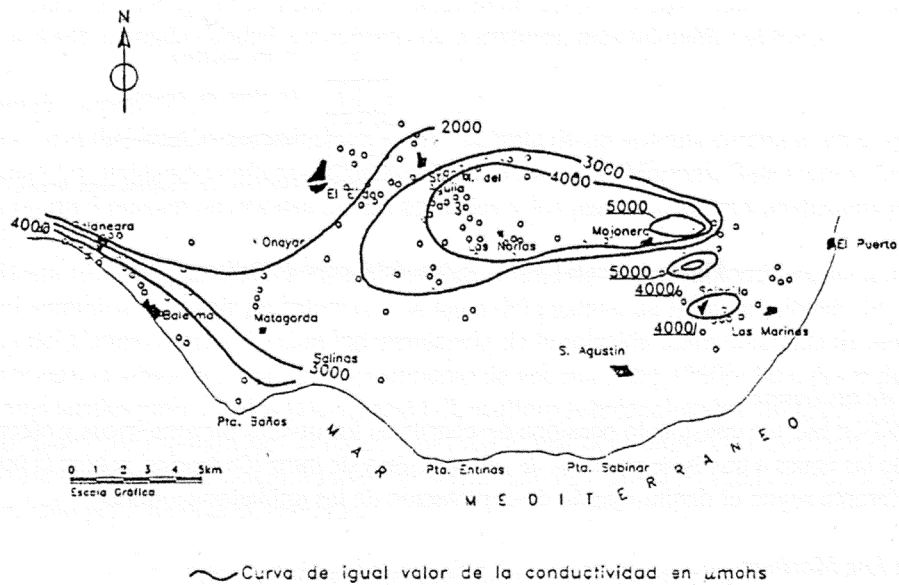


Figura 7. Isolíneas de Conductividad en la Unidad Balerna-Las Marinas. Octubre 1991

y al aumento de la alimentación, esencialmente por retorno del regadío con aguas procedentes de otros acuíferos (figura 8).

Las aguas presentan una mineralización importante, como puede observarse en las figuras 9, 10 y 11. En algunas zonas de alcanzan los 5.000 $\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$, con facies clorurada-sódica, debido a la existencia de sedimentos marinos poco lavados. El agua es poco apropiada para riego.

Balanegra

La unidad está sobreexplotada, lo que ocasiona un deterioro en la calidad de las aguas con el transcurso del tiempo. La ausencia de conexión hidráulica con el mar ha evitado procesos de intrusión marina, que sólo se han producido en la escama tectónica de «Balsanueva», donde los valores medios de conductividad indican un alto porcentaje de agua de mar en la mezcla (figuras 12 y 13).

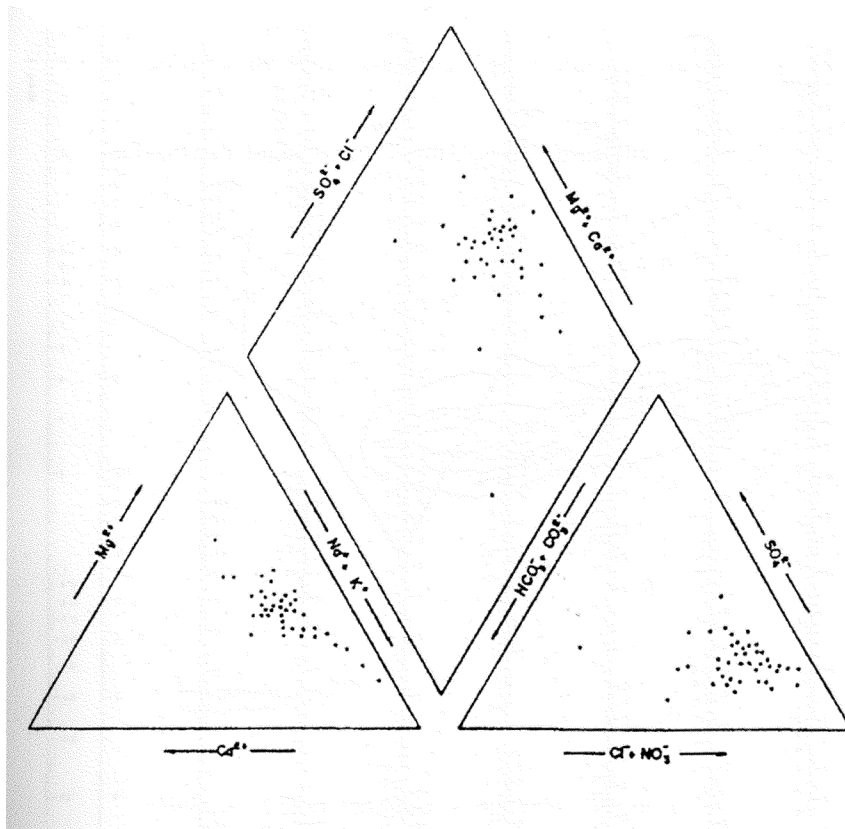


Figura 8. Diagrama Triangular de la Unidad Balerna-Las Marinas. Octubre 1991

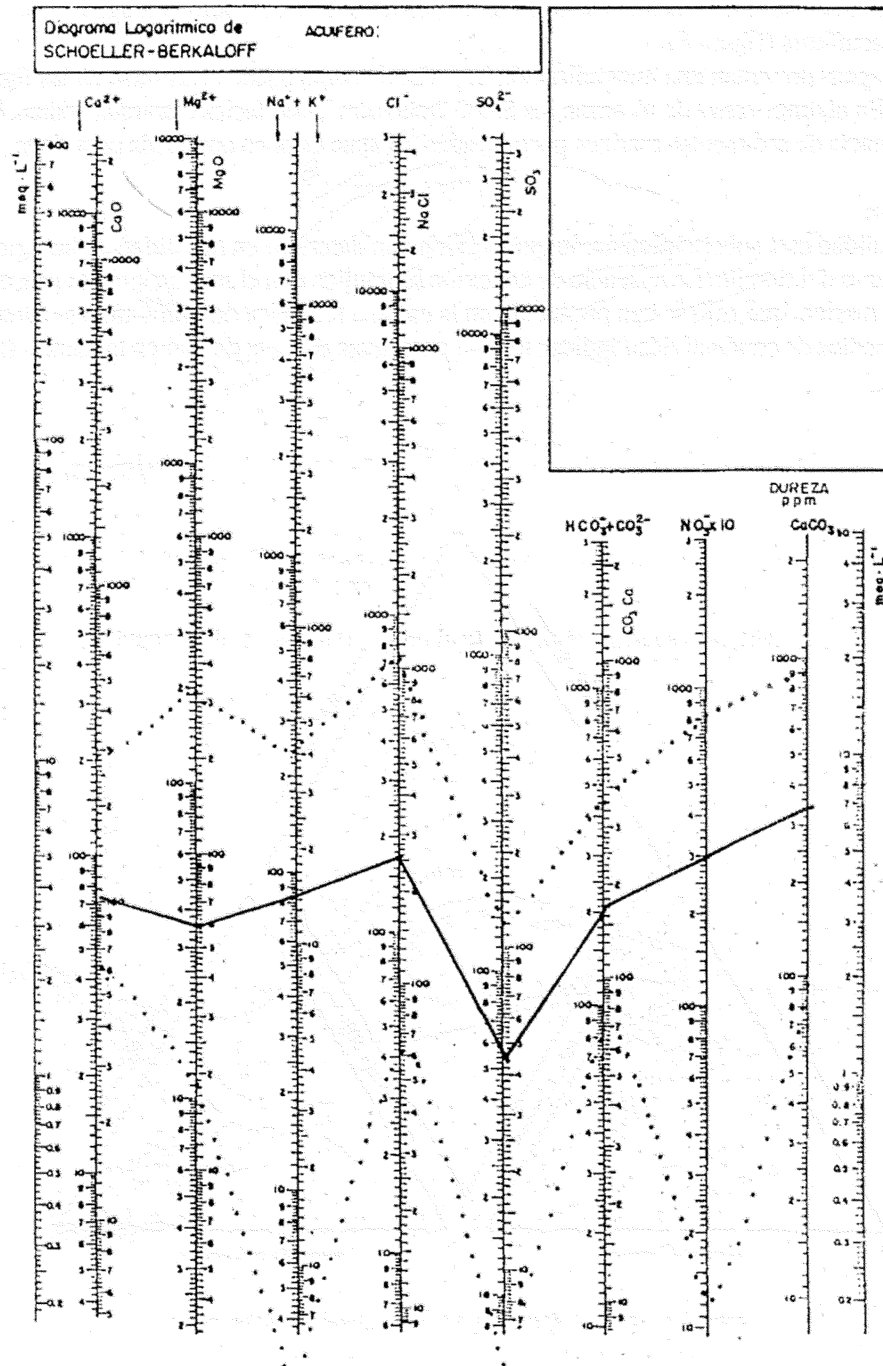


Figura 9. Diagrama de Berkaloff. Unidad Balerma-Las Marinas. Octubre 1991



Figura 10. Isolíneas de Cloruro. Unidad de Balanegra. Octubre 1991

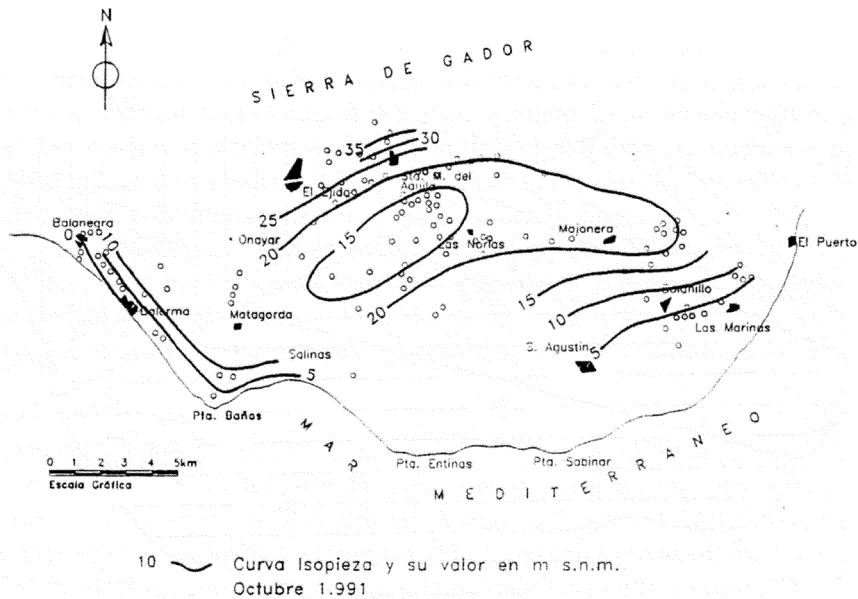


Figura 12. Isopiezas en la Unidad de Aguadulce. Octubre 1991

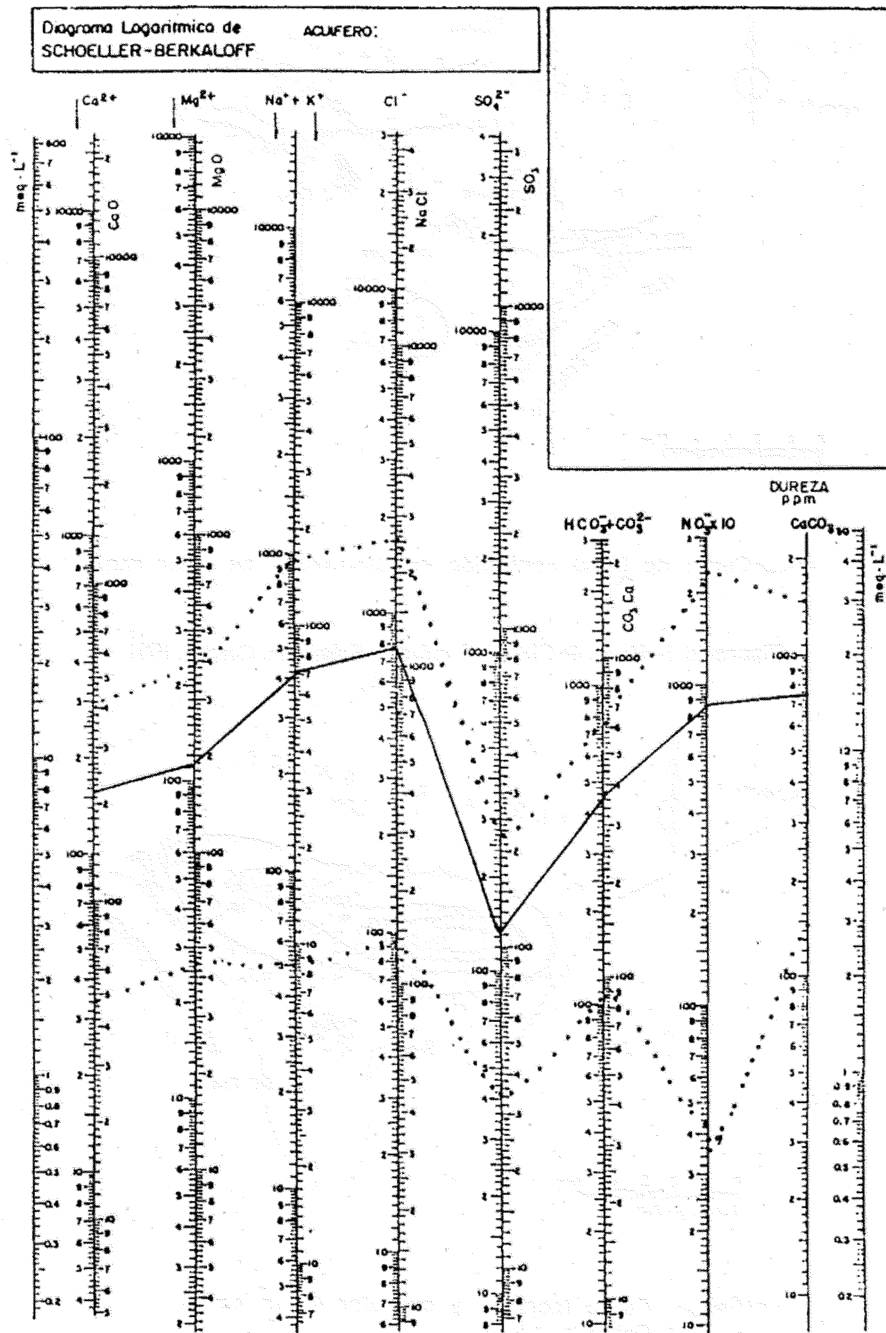


Figura 11. Diagrama de Berkaloff. Unidad de Balanegra. Octubre 1991

Aguadulce

Es la unidad que soporta una mayor sobreexplotación, en unas condiciones de mayor conexión hidráulica con el mar. Ello ocasiona descenso de niveles piezométricos, que presentaban cota cero en 1972 y mínimos de -15 m.s.n.m. en 1991 (figura 14), así como aumento de los valores de conductividad de las aguas (figura 15). La zona que corresponde a aguas de alta conductividad coincide con baterías de sondeos. Las facies de las aguas presenta una gradación desde sódico-cloruradas, coincidiendo éstas con los conoides antes señalados, hasta cálcico-bicarbonatadas (figura 16). Aproximadamente un 80% de las aguas de los puntos acuíferos superan las concentraciones establecidas en la Reglamentación Técnico Sanitaria para aguas potables (especialmente los iones cloruro, magnesio y sodio) (figura 17). El 52% de las aguas implican riesgo alto de salinización del suelo. La tendencia al aumento en la salinidad de las aguas en función del tiempo puede asimismo observarse en la figura 18, en la que se representa la variación de la conductividad en algunos pozos de la unidad. Los estudios hidrogeoquímicos realizados así como las prospecciones geofísicas eléctricas permiten concluir procesos de intrusión marina en esta unidad en puntos coincidentes con los conoides de conductividad y de bajos niveles piezométricos antes indicados.

Sin lugar a dudas, el mayor problema de contaminación en el Campo de Dalías es la entrada de agua de mar, las condiciones para que se diera este fenómeno se manifestaron a partir de 1980 cuando, en algunos sectores, se bombeó excesivamente, originando conoides en los que el nivel piezométrico estival se encontraba bajo el nivel del mar, sin que se tuviera constancia en ningún caso de aparición de contenidos salinos elevados.

En 1986/87 intentamos determinar las áreas más susceptibles de intrusión (oriental y occidental) eligiendo 10 puntos de agua de control diario de conductividad eléctrica y contenido en ion cloruro y tomando registros verticales de conductividad y temperatura para determinar el contacto agua dulce-salada, se realizó una campaña de prospección geofísica eléctrica con S.E.V. distribuidos en cuatro perfiles aproximadamente perpendiculares a la línea de costa y se determinaron relaciones iónicas que ilustran sobre la intrusión marina.

En los años 1991 y 1992 se determinaron los iones minoritarios específicos para el control de la intrusión como son B, Li y Sr. En la tabla 3 se pueden ver los valores máximos, medios y mínimos medidos de estos iones en los tres acuíferos del Campo.

En el acuífero de Balanegra se observan los más elevados en el área costera, ligados a los materiales pliocenos, donde se reconocen otros indicios de intrusión; ésta no se propaga hacia el interior del continente, debido a que se da un aislamiento parcial a causa de las filitas de la escama de Balsanueva.

En el acuífero de Aguadulce los valores máximos para estos tres iones, se dan en las proximidades de Aguadulce y de la Gangosa que es donde se concentran las mayores extracciones; la relación de estos iones con el ion cloruro demuestra, claramente, que se da intrusión marina relativamente reciente, aunque puede haber algún aporte de estos iones desde los materiales pliocenos.

En el acuífero de Balerna-Las Marinas los valores máximos de boro, estroncio y litio se dan junto a la localidad de Balerna, (donde algunas relaciones iónicas indican una incipiente intrusión) y en determinadas áreas ligadas a fracturas hacia el interior del acuífero.

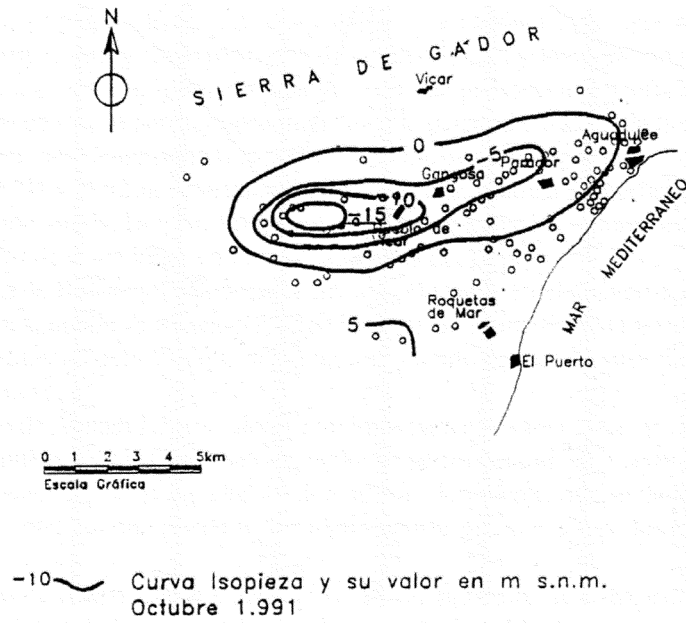


Figura 13. Isolíneas de Cloruro. Unidad de Agudulce. Octubre 1991

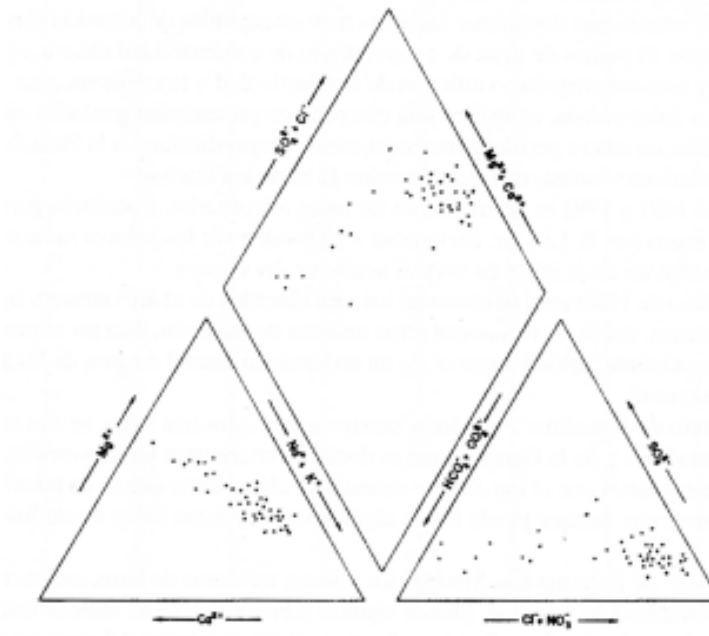


Figura 14. Diagrama triangular. Unidad de Agudulce. Octubre 1991

El origen de los valores elevados de estos elementos puede estar ligado al mal lavado de los sedimentos pliocenos, a aguas congénitas salinas, o a flujos profundos ligados a fracturas de origen geotermal.

El Boro en el Bajo Andarax

El boro es un elemento muy soluble que tiende a concentrarse en ambientes con limitada circulación de agua, tales como evaporitas o salmueras de origen marino o continental.

El boro aparece en aguas subterráneas ligado a ambientes evaporíticos, en relación con la intrusión marina y de origen termal. Las tres causas actúan en el Bajo Andarax en las aguas de los acuíferos detrítico y profundo. No así en el acuífero carbonatado, donde los contenidos son muy bajos, inferiores a 0,59 mg/l y con valores medios de 0,20 mg/l, lo que dificulta analizar con precisión el origen y evolución del contenido en boro de las aguas de este acuífero.

En el acuífero detrítico los contenidos son bastantes más elevados, alcanzándose máximos de 1,55 mg/l y valores medios de 0,97 mg/l. Las concentraciones más bajas inferiores a 0,25 mg/l corresponden al área de Gádor-Santa Fe, aguas arriba de la confluencia entre el río Andarax y la rambla de Tabernas. Aguas abajo de este punto los contenidos superan siempre los 0,50 mg/l. El análisis de la distribución espacial del contenido en boro permite distinguir tres áreas de máximos, muy semejantes a la que aparecen al estudiar la conductividad para el acuífero detrítico: Rioja - rambla de Tabernas con contenidos > 1,75 mg/l; Huercal-Almería, con concentraciones > 1,5 mg/l; y finalmente el sector del delta norte del aeropuerto con valores > 1 mg/l.

Las aguas del acuífero profundo alcanzan las concentraciones más elevadas de todo el Bajo Andarax, oscilan entre 2 mg/l y 8 mg/l. Estas concentraciones superan claramente el límite máximo tolerable en aguas de riego (3,8 mg). La afección es más significativa sobre los cítricos que muestran daños de importancia cuando las aguas de riego alcanzan contenidos superiores a 1 mg/l.

Contaminación por nitrato

En las figuras 19, 20 y 21, pueden observarse la distribución espacial del contenido en nitrato en las tres unidades del Campo de Dalías. Es de notar contenidos superiores a 100 mg/l en la unidad de Balerna-Las Marinas, Balanegra y Aguadulce, cantidades que rebasan claramente el nivel máximo permitido para aguas de abastecimiento y que indican un proceso de contaminación por nitrato debido a las actividades agrícolas que se desarrollan en la zona. Puede cuantificarse la aportación de nitrato de diferente procedencia al Campo de Dalías. Debido al contenido en nitrato del agua de lluvia unas 125 Tn/año, por aguas residuales urbanas que se filtran en los acuíferos 150 Tn/año, a causa del abono animal y compost 4.400 Tn/año, por regadíos 1.800 Tn/año, debido al uso de fertilizantes inorgánicos 3.000 Tn/año, lo que hace un total de 9.500 Tn/año; si bien de esa cantidad se deducen las salidas por bombeo de aguas, unas 1.950 Tn/año, se obtiene un exceso de 7550 Tn/año, que bien se encuentran en el suelo, bien en la zona no saturada o en la saturada, sometidos a los procesos de transformación correspondientes.

El contenido en nitrato de las aguas del acuífero detrítico del Bajo Andarax es muy variable, dada la diversidad de actividades agrícolas que constituyen la principal fuente de contaminación por nitratos junto a procesos de origen urbano, incluso ganadero. Los valores oscilan

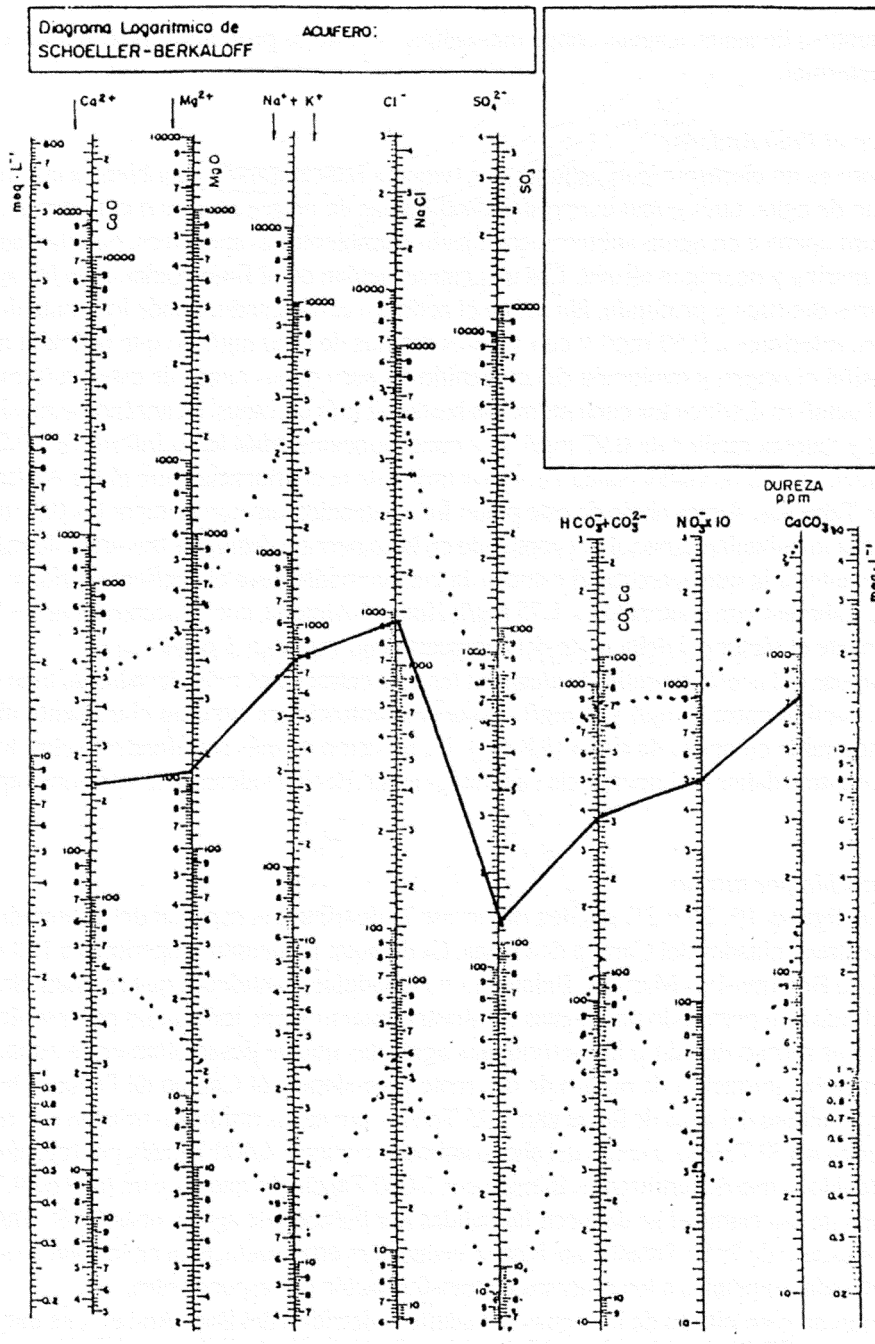


Figura 15. Diagrama de Berkaloff. Unidad de Aguadulce. Octubre 1991

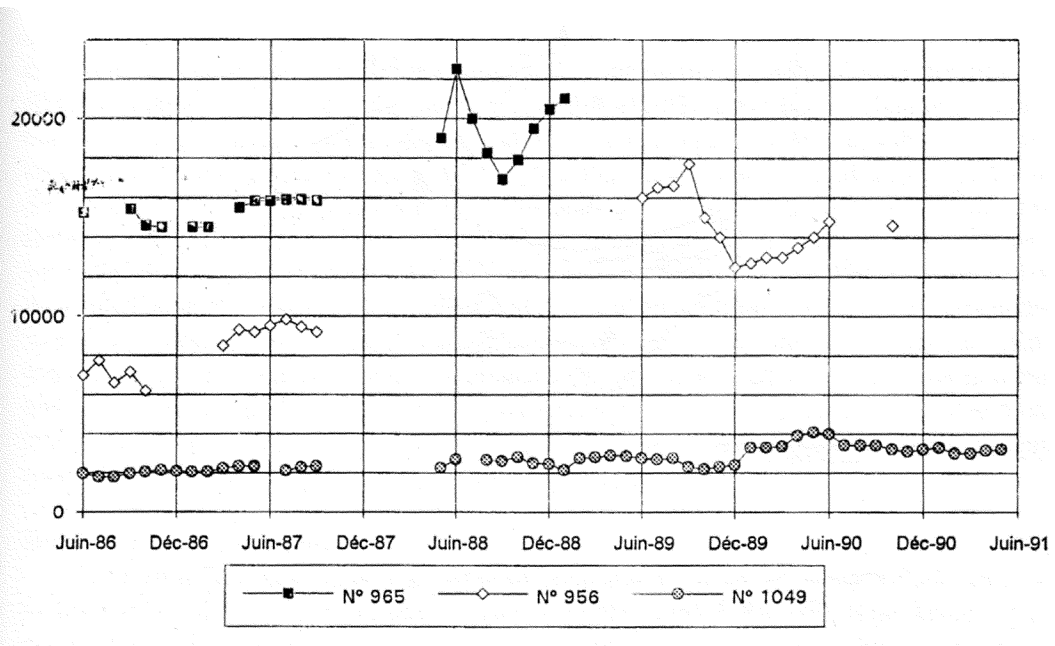


Figura 16. Evolución de la Conductividad en puntos de la unidad de Aguadulce

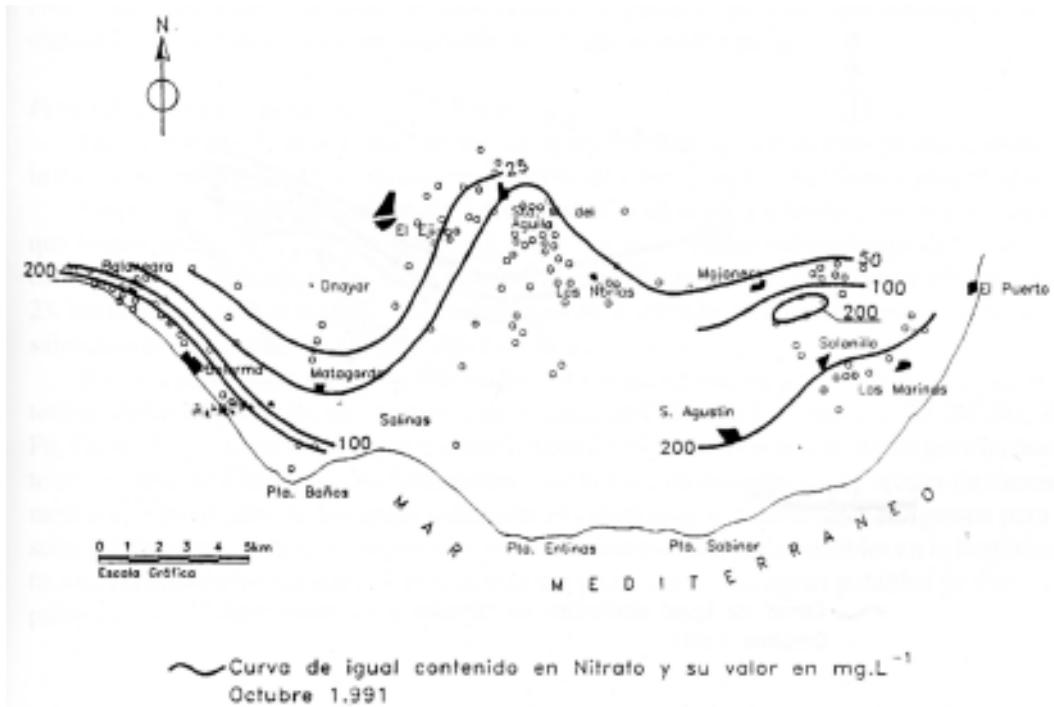


Figura 17. Isolíneas de Nitrato en la Unidad Balerma-Las Marinas. Octubre 1991

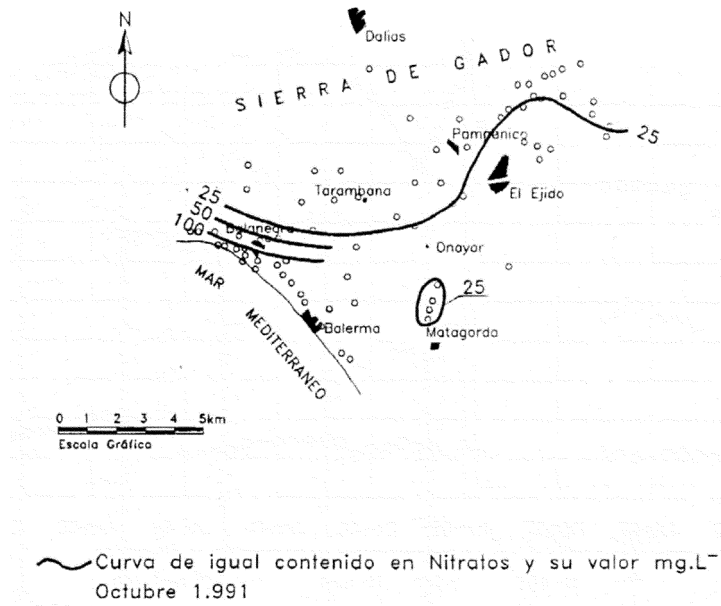


Figura 18. Isolíneas de Nitrato en la Unidad Balanegra. Octubre 1991

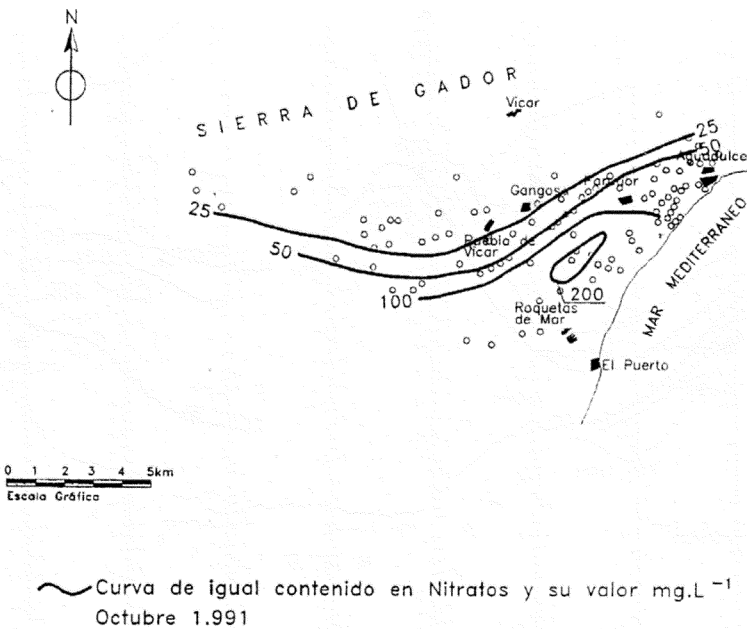


Figura 19. Isolíneas de Nitrato en la Unidad Aguadulce. Octubre 1991

entre concentraciones inapreciables y máximos de 200 mg/l - 260 mg/l; las concentraciones medias oscilan entre 45 mg/l -50 mg/l; con una desviación típica comprendida entre 70 mg/l y 40 mg/l y coeficientes de variación muy elevados (100-110%). Los valores máximos se concentran en la margen derecha del río Andarax al oeste de la ciudad de Almería, si bien en el delta los contenidos son siempre superiores a 75 mg/l, reflejo de la intensa actividad agrícola del área donde además existen focos de contaminación puntuales de origen ganadero, puesto que existen numerosas vaquerías y algunas granjas. Aguas arriba existen dos máximos muy claros, al sur de Pechina y al oeste de Gádor. En Pechina se superan ligeramente los 100 mg/l, y la isolínea de 75 mg/l adopta una disposición alargada en la dirección del flujo (figura 22). Su origen debe ligarse a procesos de origen agrícola y ganadero junto a vertidos de aguas residuales. En el entorno de Gádor la concentración es ligeramente superior a 50 mg/l, con un carácter muy puntual. Su origen es agrícola, aunque los cultivos del área, cítricos, supone una actividad menos intensiva que la desarrollada en el delta a lo que ha de unirse el efecto que producen las aguas residuales de Gádor utilizadas en algunos momentos para riego.

Residuos Líquidos Urbanos

Salvo en los núcleos importantes de población, que tienen red de alcantarillado, en el resto, los residuos líquidos urbanos que se generan en el Campo de Dalías y Bajo Andarax van a parar a fosas sépticas, pozos negros u otras variantes que de un modo u otro y con mayor o menor depuración, permiten que el agua residual se infiltre en el terreno. Por otra parte hay que considerar vertederos de residuos sólidos, residuos vegetales y plásticos que contribuyen a aumentar las posibilidades de contaminación de las aguas subterráneas.

Pesticidas y metales pesados

Las actividades agrícolas contaminan las aguas subterráneas de metales pesados, debido a la utilización de fertilizantes inorgánicos, insecticidas, herbicidas, fungicidas y plaguicidas.

Son escasos los trabajos realizados sobre contaminación por pesticidas; las investigaciones que hemos realizado al efecto, muestran la presencia en aguas subterráneas de tetradifón, carbofenotión, iprodiona, dimetoato y endosulfan, en concentraciones inferiores a 10 ppb, figura 23. No obstante está por realizar un estudio sistemático sobre la presencia de pesticidas en aguas subterráneas del Campo de Dalías y Bajo Andarax.

Por otra parte, en la tabla 4 se reúnen los valores máximos, medios y mínimos de los contenidos de las aguas de los tres acuíferos del Campo de Dalías en los iones Cu, Cr, Ni, Mn, Zn, Pb, Fe, Al, Ba y Cd, correspondientes a Noviembre de 1991. Estos iones proceden principalmente de las aguas residuales, de los fertilizantes fosfatados y de pesticidas. Los niveles de cationes metálicos encontrados en las aguas subterráneas estudiadas, no parecen ser peligrosos para la salud pública pues no llegan a superar las concentraciones máximas admisibles en la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de las aguas potables de consumo público.

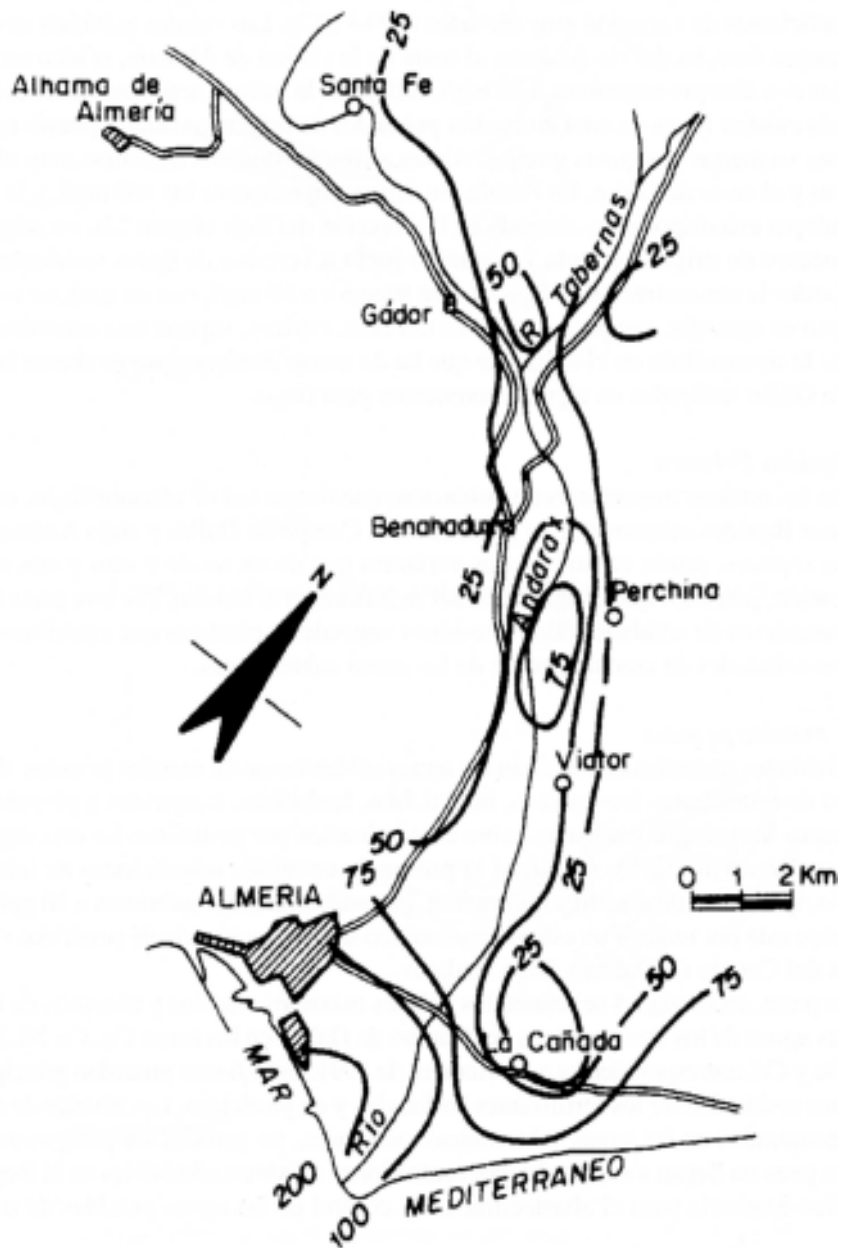


Figura 20. Isolíneas de Nitrato en el Acuífero Detrítico. Septiembre 1993

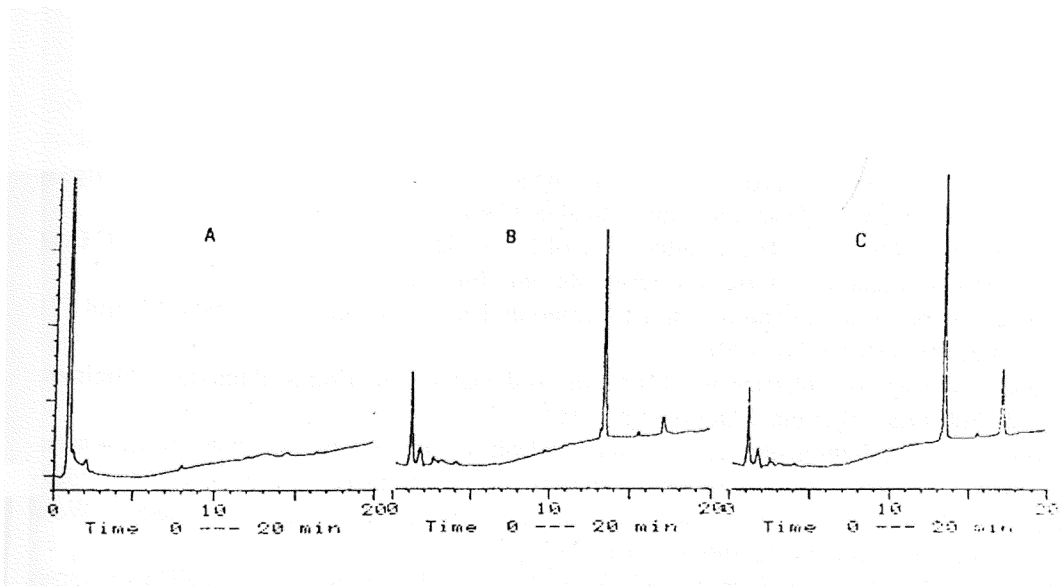


Figura 21. Cromatograma de HPLC de aguas subterráneas. Campo de Dalías, 1993

Tabla 4. Concentraciones de metales traza

Tabla 4. Concentraciones de metales traza

ACUÍFERO DE BALANEGRA													
	Cu	Cr	Ni	Mn	Zn	Pb	Fe	Al	Ba	Cd	Li	B	Sr
Máximo	0.083	0.116	0.226	0.023	0.097	0.969	0.649	0.116	0.243	0.042	0.121	0.497	2.978
Medio	0.045	0.046	0.089	0.004	0.034	0.310	0.205	0.077	0.107	0.008	0.081	0.133	1.412
Mínimo	0.029	0.023	0.039	0.000	0.000	0.117	0.102	0.032	0.061	0.000	0.043	0.000	0.389

ACUÍFERO DE AGUADULCE													
	Cu	Cr	Ni	Mn	Zn	Pb	Fe	Al	Ba	Cd	Li	B	Sr
Máximo	0.090	0.140	0.250	0.037	12.300	1.150	1.880	1.730	0.140	0.065	0.260	1.976	11.610
Medio	0.050	0.060	0.101	0.058	0.304	0.354	0.313	0.133	0.071	0.013	0.110	0.453	2.789
Mínimo	0.029	0.004	0.041	0.000	0.000	0.096	0.082	0.027	0.013	0.000	0.050	0.000	0.542

ACUÍFERO DE BALERMA-LAS MARINAS													
	Cu	Cr	Ni	Mn	Zn	Pb	Fe	Al	Ba	Cd	Li	B	Sr
Máximo	0.137	0.133	0.245	0.167	0.145	1.136	11.070	0.584	0.630	0.053	0.230	1.549	18.880
Medio	0.053	0.065	0.109	0.008	0.033	0.407	0.612	0.116	0.096	0.014	0.104	0.587	4.914
Mínimo	0.031	0.029	0.045	0.000	0.000	0.092	0.028	0.028	0.020	0.000	0.042	0.178	0.351

BIBLIOGRAFÍA

- Bower H. «Effect of irrigated agricultural on groundwater». *J. Irrig. Drain Eng.*, 113:4-15 (1987).
- Castilla N. «Contribución al estudio de los cultivos enarenados en Almería: necesidades hídricas y extracción de nutrientes del cultivo de tomate de crecimiento indeterminado en abrigo de polietileno». Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba. 195 p (1986)
- Croll B. «The affects of the agricultural use of herbicides on fresh water». *Proc. WRC Conf. «Effects of land use on fresh water»*. (Sterling, June) 13 (1985).
- I.T.G.E. «Control de la explotación del Campo de Dalías (Almería) 1989-90». Madrid 77 p (Difusión restringida) (1991).
- I.T.G.E. «Las aguas subterráneas y los acuíferos del Campo de Dalías (Almería)». Ministerio de Industria y Energía. Madrid 35 p (1989).
- I.T.G.E. «Síntesis hidrogeológica del Campo de Dalías (Almería). Propuesta de primeras actuaciones de gestión e investigación». Ministerio de Industria y Energía. Madrid 164 p (1989).
- Mc. Dowell-Boyer L., Hunt J., Sitar N. «Particle transport through porous media». *Water Resources Research*. 22:1901-1921 (1986).
- Mendizabal M. «La horticultura forzada en Andalucía Oriental: historia, evolución y perspectivas». *Horticultura mediterránea en invernadero*. E.T.S.I.A. Córdoba, 7-25 (1984).
- Navarrete F. «Contribución al conocimiento hidrogeoquímico del campo de Dalías». Tesis Doctoral. Universidad de Granada (1992).
- Pulido Bosch A., Molina L., Martínez Vidal J.L. y Navarrete F. «Evolución del contenido en nitrato de las aguas de la unidad Balerna-Las Marinas (Campo de Dalías, Almería). *Proc. V Simposio de Hidrogeología*. Alicante (1992).
- Pulido Bosch A., Navarrete F., Molina L. y Martínez Vidal J.L. «La sobreexplotación del acuífero de Aguadulce (Campo de Dalías, Almería). Esbozo de soluciones». *Proc. «La sobreexplotación de Acuíferos»*. 287-300. Almería (1989).
- Pulido Bosch A., Navarrete F., Molina L. y Martínez Vidal J.L. «Principales características hidrogeoquímicas del acuífero de Balerna-Las Marinas». *Estudios Geol.*, 46:291-300 (1990).
- Pulido Bosch A., Navarrete F., Molina L. y Martínez Vidal J.L. «Quantity and quality of groundwater in the Campo de Dalías (Almería, Spain)». *Wat. Sci. Tech*; 24(11): 87-96 (1991).
- Pulido Bosch A., Navarrete F., Molina L. y Martínez Vidal J.L. «Caracterización hidrogeoquímica del Campo de Dalías (Almería)». IARA-Dpto. Analítica y Geodinámica de la Universidad de Almería, 258 p (1989).
- Sanchís E. «Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal». Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 323 p (1990).
- Schmidt V., Sherman I. «Effect of irrigation on groundwater quality in California». *J. Irrig. Drain Eng.*, 113:16-29 (1987).
- Westerman R. «Effecient nitrogen fertilizacion in agricultural production systems». In «Groundwater quality and agricultural practices». FAIRCHILD, D.M., 137-151. *lenis Publ. Michigan* (1987).
- Zak M., Moran D. and Harris D. «Pesticides in groundwater: the aldicarb story in Suffolk country»; *N. York. Amer. J. Public. Health*, 72:1391-1395 (1982).